
Berichte aus dem Institut für Meereskunde
an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Nr. 270

**Schwermetalluntersuchung an Fischen
der deutschen Ostseeküste (Kliesche, *Limanda limanda*; Flunder,
Platichthys flesus; Hering *Clupea harengus* und
Dorsch, *Gadus morhua*)**

von

Tevfik S e n o c a k

Kiel 1995

Kopien dieser Arbeit können bezogen werden vom:

Sekretariat der Abt. Meereszoologie

Institut für Meereskunde

Düsternbrooker Weg 20

24105 Kiel

Doi: 10.3289/IFM_BER_270

Nr. ISSN 0341-8561

Diese Arbeit wurde als Dissertation anerkannt.

Referent: Professor Dr. D. Adelung

Korreferent: Professor Dr. H. Theede

Tag der mündlichen Prüfung: 21.4.1995, 25.4.1995 und 2.5.1995

meinen Eltern und Geschwistern

(Verde, Ahmet, Nehya, İsa, Suphi, Semire, Refik und Şefik)

gewidmet

ABKÜRZUNGEN UND ERLÄUTERUNGEN

α : Die Wahrscheinlichkeit, die Nullhypothese abzulehnen, wenn sie richtig ist
(Fehler erster Ordnung)

*: Signifikanz auf dem Niveau 0.05

**: Signifikanz auf dem Niveau 0.01

***: Signifikanz auf dem Niveau 0.001

ANCOVA: Kovarianzanalyse

ANOVA: einfache Varianzanalyse

Balanciertes Design: Die zu vergleichenden Stichprobengruppen enthalten gleiche Anzahl von Proben

Bonferroni-Korrektur: Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde auf dem Niveau $\alpha=0.05$ korrigiert, indem das Signifikanzniveau durch die Anzahl der durchgeführten Tests dividiert wurde.

Cochran-Test: Test der Homogenität der Varianzen zwischen den Stichprobengruppen mit gleicher Probenzahl

F: F-Statistik

FG: Freiheitsgrade

Kruskal-Wallis-Test: parameterfreie Varianzanalyse zwischen mehreren Stichprobengruppen

log: natürlicher Logarithmus

MAQ: Mittlere Abweichungsquadrate

mg/kg: Milligramm pro Kilogramm (= $\mu\text{g/g}$: Mikrogramm pro Gramm = ppm: part per million)

n: Anzahl der Proben

p: das allgemeine Symbol für die Wahrscheinlichkeit

Tukey-Test: Multipler linearer Vergleich zwischen mehreren Stichprobengruppen

U-Test: parameterfreies Verfahren zum Vergleich zwischen zwei Stichprobengruppen

VB: Vertrauensbereich

INHALTSVERZEICHNIS	Seite
1. Einleitung	6
1.1. Zielsetzung	6
1.2. Charakterisierung der untersuchten Schwermetalle	8
1.3. Untersuchungsgebiet	13
2. Material und Methoden	18
2.1. Testorganismen	18
2.2. Probenbeschaffung	22
2.3. Probenbehandlung	25
2.4. Altersbestimmung der Fische	26
2.5. Probenvorbereitung für die Schwermetallanalyse	26
2.5.1. Probenvorbereitung für Cd-, Cu- und Zn-Analyse	26
2.5.2. Probenvorbereitung für Hg-Analyse	27
2.6. Behandlung der Gefäße, verwendete Reagenzien und Verbrauchsmaterialien	28
2.7. Kontrolle der Analysen	29
2.8. Statistische Behandlung der Daten	30
3. Ergebnisse	32
3.1. Metallgehalte in verschiedenen Fischarten	
3.1.1. Kliesche	32
3.1.2. Flunder	52
3.1.3. Dorsch	73
3.1.4. Hering	89
3.2. Vergleich zwischen den Fischarten	110
4. Diskussion	115
4.1. Zur Methodik	116
4.2. Diskussion der einzelnen Fischarten	116
4.3. Gemeinsame Diskussion aller Fischarten	143
5. Zusammenfassung (Summary)	153
6. Danksagung	161
7. Literaturverzeichnis	162
8. Anhang	180

1. EINLEITUNG

1.1. Zielsetzung

Die ersten Pionierarbeiten über die Bedeutung einiger Schwermetalle wie Kupfer, Zink, Mangan und Cobalt im Bezug auf die Ernährung begannen um 1928 und verstärkten sich in den 30er Jahren (BRYAN, 1976). Starke Aufmerksamkeit erlangten die Schwermetalle, nach dem bekannt wurde, daß die aquatische und terrestrische Nahrungskette in Japan, Schweden und Irak anthropogen kontaminiert wurden und zu Vergiftungen geführt hatten (BORG et al., 1966; FUJIKI et al., 1972; BAKIR et al., 1973; IRUKAYAMA, 1966; GREENWOOD, 1986). Besonders bekannt wurde eine durch Cadmiumkontamination hervorgerufene Krankheit, die sogenannte "Itai-itai", die in Japan auftrat. Sie wurde in der Nähe des Jintsu-Flusses beobachtet (KOBAYASHI, 1970). Eine andere durch chronische Hg-Vergiftung verursachte Krankheit, Minimata-Krankheit, wurde ebenfalls in Japan beobachtet. Das bewußt gewordene potentielle Risiko für die menschliche Gesundheit veranlaßte viele Untersuchungen, besonders in Bezug auf die toxischen Metalle Cadmium, Blei und Quecksilber (THOMPSON, 1990), aber auch im Bereich der essentiellen Metalle Kupfer und Zink. Ab Ende der 70er Jahre gewannen die Schwermetalluntersuchungen an Fischen, neben dem Ernährungsaspekt, auch für den Umweltaspekt an Bedeutung. Biologische Organismen wie Fische können als wichtige Umweltindikatoren dienen (ICES, 1977; HAIDER, 1978).

Der Gebrauch von biologischen Indikatoren für die Umweltüberwachung hat viele Vorteile gegenüber der Messung von Wasserproben. Die Anreicherung und damit die Konzentrationen von toxischen Substanzen in den biologischen Organismen ist um ein Vielfaches höher als in der Wassersäule (MACKAY et al., 1975; VOGT et al., 1976). Hinzu kommt, daß die Konzentrationen im Wasser beträchtlich in Abhängigkeit von jährlichen, saisonalen und sogar kürzeren periodischen Schwankungen der Zufuhr und der hydrochemischen Zustände variieren. Ein anderer Vorteil von biologischen Indikatoren für die Umweltüberwachung betrifft die biologische Verfügbarkeit der Schadstoffe. Konzentrationen, die im Wasserkörper nachgewiesen werden, reflektieren nicht unbedingt den Grad der Kontamination und Akkumulation in den Organismen. Die Bestimmung von schädlichen und toxischen Stoffen in Organismen kann dagegen direkt Information über die Signifikanz einer Kontamination in der aquatischen Umwelt informieren (PERTTILA et al., 1982).

Die bisherigen Schwermetalluntersuchungen an Fischen im Bereich der Ostsee stammen aus der offenen See oder von den Küsten anderer Anrainerstaaten

(Schweden, Dänemark, finnische Küste, polnische Küste). Diese Untersuchungen aus küstenfernen Gebieten der Ostsee können aber nicht den Zustand in den küstennahen Bereichen beschreiben. Es scheint, daß beispielsweise Hg in der offenen See kein so großes Problem darstellt wie in Küstenbereichen (HELCOM, 1991).

An der deutschen Ostseeküste wurde dagegen bisher keine umfangreiche Untersuchung durchgeführt. Die Befunde beim Dorsch aus dem Bereich der finnischen Küste (PERTILLA et al., 1982), beim Hering von der südlichen Ostsee (PROTASOWICKI und CHODYNECKI, 1983) und besonders bei der Flunder aus der Elbe (MIETH, 1983) zeigen aber, daß die Schwermetallkonzentrationen in relativ kurzen Gebietsentfernungen variieren können, d.h. die Schwermetallkonzentrationen in Fischen der deutschen Ostseeküste können sich von Fischen aus anderen Gebieten der Ostsee deutlich unterscheiden. Zum Vergleich war es deshalb von Bedeutung, eine Schwermetalluntersuchung an Fischen der deutschen Ostseeküste durchzuführen.

Oft wurden die Metalle im Fischmuskel gemessen. Dies wiederum gibt nicht die Konzentration im Medium wieder, weil die Metalle im Muskel gut reguliert werden. Eine Ausnahme bildet die Konzentration von Hg, das stark in Fischmuskel angereichert werden kann (HELCOM, 1991).

Untersuchungen der Cd-Konzentration im Wasser ergaben im Bereich der Kieler und Mecklenburger Bucht (SCHULTZ TOKOS et al., 1993) eine negative Korrelation mit dem Salzgehalt. Es wurde auch von einer Abnahme der Cu- und Zn-Konzentrationen im Ostseewasser von der Bottenwiek in Richtung Beltsee hin berichtet (MAGNUSSON und WATERLUND, 1980; PRANGE, 1983; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983). Es erscheint daher weiterhin interessant, der Frage nachzugehen, inwieweit dieses Verteilungsmuster von Metallen einen Einfluß auf die Metallakkumulation von Fischen an der deutschen Ostseeküste hat.

In der hier vorgelegten Untersuchung werden die Cadmium-, Quecksilber-, Kupfer- und Zinkkonzentrationen in verschiedenen Körperteilen (Leber, Niere und Muskel) der Wirtschaftsfische Dorsch, Hering, Kliesche und Flunder aus verschiedenen Stationen der deutschen Ostseeküste verglichen. Daraus werden sowohl lebensmittelhygienische Schlußfolgerungen gezogen, als auch monitoringsrelevante Fragen erörtert: Anhand von Dorsch und Hering wird dem Grad der Schwermetallbelastung von Organismen in der freien Wassersäule nachgegangen. Die Kliesche und besonders die Flunder eignen sich ihrerseits als Indikatoren des benthischen Bereichs in der Küstenregion (MIETH, 1983; CLAUSSEN, 1989). Es wird versucht, die Schwermetallanreicherung der

benthischen Fischfauna (Flunder, Kliesche) mit der pelagischen Fischfauna (Dorsch, Hering) der deutschen Ostseeküste zu vergleichen und mit den Ergebnissen anderer Arbeiten aus anderen Gebieten in Beziehung zu setzen. Weiterhin wird versucht, Aufschluß über die lokale Metallverteilung entlang der deutschen Ostseeküste zu gewinnen. Schließlich werden die Einflüsse von Wachstumsparametern (z.B. Gewicht) und Geschlecht auf die Schwermetallanreicherung dargestellt.

1.2. Charakterisierung der untersuchten Metalle

1.2.1. Quecksilber (Hg)

Hg kommt in der Natur hauptsächlich als roter Zinnober (HgS) vor. Industriell wird Hg durch Abrösten dieser Verbindung hergestellt. Hg besitzt bei gewöhnlicher Zimmertemperatur einen hohen Dampfdruck. Es zeigt eine große Oberflächenspannung und dehnt sich bei Erwärmung gleichmäßig aus. Diese Eigenschaften führten dazu, daß Hg bei der Thermo- und Manometerherstellung große Anwendung fand und immer noch findet. Weiterhin wird Hg bei der Elektrogeräteherstellung, Chloralkali-Industrie, in Farben einschließlich Schutzanstriche (Anti-fouling), in Industriemaschinen und Steuerungsanlagen, in Zahnfüllungen und in der Landwirtschaft bei Fungiziden und Insektiziden angewendet (CLARK, 1989). Das Quecksilber findet damit eine weite Verbreitung in der Umwelt, obwohl man seit dem früheren Orient und seit dem römischen Reich auch seine toxischen Eigenschaften kennt (LI, 1948). Im Jahre 1533 beschrieb Paracelsus die Quecksilbervergiftung als Berufskrankheit (Spiegelmacher, Goldarbeiter, Mienenarbeiter). Der medizinische Einsatz von Hg-Präparaten kann über 3000 Jahre zurückverfolgt werden. Von Dioscorides, Pedanius und Pliny (23-79 n.u.Z) wurden sie schon zur Behandlung von Syphilis und verschiedenen Hautkrankheiten eingesetzt. Gegen Ende des 19. Jahrhunderts wurde die antiseptische Wirkung von HgCl_2 nachgewiesen und zwischen 1900-1920 wurden Hg-Präparate für diuretische und chemotherapeutische Zwecke eingeführt (WEBB, 1966). Die Hg-Präparate wurden ab 1978 als pharmazeutische Präparate nicht mehr genutzt (PATTY, 1981).

Die Weltproduktion vom Quecksilber betrug im Jahre 1987 6 000 t (PAASIVIRTA, 1991). Neben den anthropogenen Hg-Quellen gibt es eine natürliche Quelle von Hg, unabhängig von der Aktivität des Menschen. So wird Hg durch Bodenerosion zu dem Oberflächenwasser transportiert und zirkuliert durch eine natürliche Entgasung der Erdkruste und der Ozeane in die Atmosphäre.

Heute muß zwischen den verschiedenen Formen des Quecksilbers unterschieden werden, da viele Unterschiede im Verhalten, in der Bioverfügbarkeit, in den Stoffwechselvorgängen und damit auch in der Wirkung auf Organismen bestehen (VON BURG und GREENWOOD, 1990). Es läßt sich grob zwischen elementarem Hg, Quecksilberionen (Hg^{2+} und Hg^+) und organischen Quecksilberverbindungen unterscheiden.

Die organischen Hg-Verbindungen bestehen aus diversen chemischen Strukturen, in denen Hg eine kovalente Bindung mit dem Kohlenwasserstoff eingeht. Praktisch wird die Gruppe auf Alkylquecksilber (Methyl- und Ethylquecksilber), Arylquecksilber (Phenylquecksilber) und die Familie der Alkoxyalkylquecksilber beschränkt. Alkylquecksilber-Verbindungen sind resistenter gegen den biologischen Abbau als Aryl- und Alkoxyquecksilberverbindungen (CLARKSON, 1987).

Alle Hg-Verbindungen sind giftig. Metallisches Hg gelangt durch Hautkontakt, orale Einnahme oder Inhalation in den Körper. Die weniger flüchtigen Hg-Salze (ionisches Hg) gelangen nur percutan oder oral in den Körper. In Folge der Vergiftung können Kopfschmerzen, Unterleibschmerzen, Erbrechen, Mundfäule, Verlust der Zähne, Diarrhöe, Schwellung der Speicheldrüse und Nierenentzündung auftreten. Bei den organischen Hg-Verbindungen scheinen die Alkoxyalkyl- und Arylquecksilberverbindungen in biologischen Systemen schnell in anorganisches Hg umgewandelt zu werden. Als Folge davon sind die Symptome der Vergiftung ähnlich wie die bei der Vergiftung mit anorganischen Hg-Verbindungen. Vergiftungen mit kurzkettigen Alkylquecksilberderivaten wie Ethyl- und Methylquecksilber zeigen jedoch ganz andere Symptome als diejenigen, die durch andere Hg-Verbindungen hervorgerufen werden. Dabei vergehen einige Wochen, bis sich die Symptome manifestieren. Hier ist hauptsächlich das zentrale Nervensystem betroffen: cerebrale Störung, visuelle Störung, Gedächtnisstörung, Störung der Bewegungskoordination, Gehörschäden, Sinnesstörung etc. Ein Beispiel dafür war der Konsum des mit organischen Quecksilber-Fungiziden behandelten Getreides im Irak. Dort gab es infolgedessen nach neueren Untersuchungen (GREENWOOD, 1985) über 2000 Tote und über 60000 Vergiftete. Bei der Vergiftung spielt nicht nur die maximale Dosis von Hg, sondern die Dauer der Aussetzung eine wichtige Rolle. Der Vergleich von Minimata/Japan und Irak unterstützt diese Vermutung. In Minimata waren die Menschen der Belastung 15 Jahre, im Irak nur 5 Monate ausgesetzt. Bei ersteren verschlechterte sich der klinische Zustand, während bei letzteren die Erholungsrate dreimal besser war.

1.2.2.Cadmium (Cd)

Cadmium ist ein relativ leicht flüchtiges Element, das für Tiere und Menschen nicht essentiell zu sein scheint. Nach neueren Untersuchungen gibt es jedoch eine wachstumsfördernde Wirkung von Cadmium auf Algen (BRÜGMANN, 1993). Bei erhöhter Zufuhr kann Cd für Pflanzen, Tiere und Menschen jedoch toxisch sein.

Im allgemeinen ist Cd in der Natur mit Zinkmineralien wie Zinkblende (ZnS) (Cd-Gehalt 0.1- 0.5%) und Galmai (ZnCO_3) (bis 5%) vergesellschaftet. Cd wird zu etwa 95% aus den bei der Röstung von Zinkmineralien entstehenden Nebenprodukten gewonnen, der Rest bei der Blei- und Kupferproduktion. Die Cd-Erzeugung hängt also hauptsächlich von der Zinkproduktion ab, da Zink stets von Cd befreit werden muß. Die Weltproduktion beträgt derzeit ca. 20 000 t /a. Cd wird u.a. für Korosionsschutzüberzüge (35%), Farbpigmente (25%), Nickel/Cadmium-Batterien (20%), Stabilisatoren in Kunststoffen (12%) und in den Kernreaktoren für Regulierungsstäbe verwendet. Cadmium gelangte seit Beginn der Industrialisierung über Emissionen (Stäube und Aerosole) in die Atmosphäre oder über Wasser und Abwasser sowie punktuell als Festdeposition (Abraum, Schlacken, Phosphatdünger, Klärschlamm) in die Umwelt. Vor 1950 war die Emission gering, in den letzten 50 Jahren wurde jedoch soviel Cd produziert wie seit Menschengedenken nicht zuvor. Dies führte zu beträchtlichen lokalen und regionalen Problemen. Die schwerwiegenden Beispiele sind aus Japan und die weniger schwerwiegenden Beispiele aus den USA und Schweden bekannt (KJELLSTRÖM et al., 1970). Die totale jährliche Emission von Cadmium in die Atmosphäre wird auf 8 000 t geschätzt, wobei 5-10% aus natürlichen Quellen stammen dürften. Das aus Metalhütten, Städten und Müllverbrennungsanlagen in die Atmosphäre freigesetzte Cd lagert sich im wesentlichen als Oxid bevorzugt an relativ kleinen Aerosolpartikeln an (NRIAGU, 1980c). Die Deposition ist im Umfeld der Quellen am stärksten und nimmt mit dem Abstand exponentiell ab (STEOPLER, 1991).

Säugetiere und Menschen nehmen Cd durch Ingestion und Inhalation auf. Die Cd-Aufnahme über die Lunge ergibt Retentionsraten von 10-40% des insgesamt eingeatmeten Cadmiums. Bei oraler Aufnahme beträgt die Retention bzw. Resorption 0.3-3%. Erhöhte Resorption erfolgt bei niedriger Calcium- und Proteinzufuhr. Im Organismus wird das Cadmium überwiegend an Metallothionein gebunden, dessen Biosynthese durch Cd stimuliert wird (KARIN et al., 1984). Cadmium, das in der Lunge und im Darm absorbiert wird, wird durch das Blut zuerst zur Leber transportiert (FRIBERG et al., 1974,1985). In der Leber ist Cd zu Metallothionein gebunden. Diese Komplexe werden zur Niere transportiert und diffundieren durch die glomerulären Membrane in die tubuläre Flüssigkeit. Danach wird der größte Anteil an den proximalen Nierentubuli (Nierenkortex) absorbiert. Da

die biologische Halbwertszeit von Cd in der Leber und Niere mehr als 10 Jahre beträgt, gibt es altersabhängige Anreicherungen im Cd-Gehalt (FRIBERG, 1985). Bei Süßwasserorganismen können bereits ab 1 µg/l und bei Meeresorganismen ab 7 µg/l Schädigungen auftreten. Bei Konzentrationen ab 2 µg/l im Süßwasser und ab 100 µg/l im Meerwasser wird für bestimmte Organismen die Letalitätsschwelle erreicht. Die Zunahme der Salinität und/oder des Calciumgehalts und die Abnahme der Temperatur vermindern die Toxizität (PHILIPS, 1980; TAYLOR, 1981, 1982). Langjährige Inhalation von Cd-haltigem Luftstaub führen zum Lungenemphysem und renalen Funktionsstörungen. Die Ingestion höherer Cd-Mengen über längere Zeiträume wurde bisher nur in Japan beobachtet. Sie führen zu Nierenstörungen und zu einer schweren Knochenerkrankung (Itai-Itai-Krankheit). Die durch Cd verursachten Nierenfunktionsstörungen scheinen auch den Phosphor- und Calciumstoffwechsel zu beeinflussen und zur Eliminierung von Mineralbestandteilen aus den Knochen zu führen (FRIBERG et al., 1986a).

1.2.3. Kupfer (Cu)

Kupfer ist ein essentielles Element und spielt eine große Rolle bei biologischen Prozessen. Es zeigt jedoch bei höheren Konzentrationen ebenso wie die vorher genannten Elemente toxische Wirkungen bei Pflanzen, Tieren und Menschen. Kupfer ist als Ion in Form von Cu^+ und Cu^{2+} zu finden. Die Cu-Ionen in den Organismen spielen in vielen biochemischen Reaktionen, die mit Sauerstoff zu tun haben, eine wichtige Rolle.

Kupfer ist seit mehr als 8000 Jahren in Gebrauch und hat durch diese Zeit viele Anwendungsgebiete gefunden. Kupfer findet Verwendung als Reinmetall bzw. seine Legierungen in Leitungsdrähten, Elektromotoren, Baukesseln, Münzen, Dachverkleidungen, Katalysatoren, Holzschutzmitteln, Algiziden, als Antibewuchsmittel in Farben etc. Im Meerwasser kommt Cu sulfidisch (Kupferkies, Kupferglanz, Bornit) und oxidisch/carbonatisch (Rotkupfererz, Malachit, Kupferlasur) vor. Die bisherige Gesamtproduktion beläuft sich auf 300 Mio. t, davon entfallen 80% allein auf den 20. Jahrhundert. Die anthropogene Belastung stammt aus der Kupfer-, Eisen- und Stahlerzeugung, der Holz- und Kohleverbrennung und der Abfallverbrennung. Die Kupferemissionen können zu etwa 95% auf Punktquellen zurückgeführt werden. Der atmosphärische Eintrag ins Meer beträgt ca. 13 000 t und der jährlicher Eintrag, der über Flüsse ins Meer gelangt, 6.3×10^6 t.

Kupfer bildet leicht Komplexe mit Schwebstoffen. In verschiedenen Seegebieten überdecken die organisch fixierten Cu-Fractionen einen Bereich von 30-90% der Gesamtkonzentration von Cu. Die vertikalen Konzentrationsprofile des Kupfers im Ozean zeigen Maxima an der Grenzfläche zur Atmosphäre. In dieser

Oberflächenmikroschicht kann Cu auf das 50fache und mehr angereichert werden. In der darunter liegenden Oberflächenschicht nehmen die Werte infolge der biologischen Aufnahme leicht ab, um wieder in der Tiefe infolge der Freisetzung aus den Sedimenten stark zuzunehmen. Die mittleren Cu-Konzentrationen im Weltmeer werden mit 150 ng/l angegeben. Die Mobilität des Kupfers in der Umwelt ist im Vergleich zum Cd und Zn geringer. In anoxischen Wasserkörpern (u.a. im Gotlandtief der Ostsee und im Schwarzen Meer) sinken die Cu-Konzentrationen durch die Bildung schwerlöslicher Sulfide auf ein analytisch kaum noch erfassbares Niveau. Der jährliche Eintrag liegt über dem Kupferbedarf der Flora und Fauna und könnte demzufolge negative biologische Auswirkungen haben. Plankton enthält 20-60 µg Cu/g Trockenmasse. Muscheln und Fische haben die Fähigkeit, große Mengen an Cu aufzunehmen. Dies stellt jedoch kein Problem für die Humanernährung dar (LEATHERLAND, 1979). In Crustaceen, Gastropoden und Cephalopoden, die anstelle des Hämoglobins das kupferhaltige Atmungspigment Hämocyanin besitzen, werden die höchsten natürlichen Cu-Gehalte festgestellt. Die Mitteldarmdrüse von *Octopus vulgaris* enthält 4 800 µg Cu/g und von *Homarus gammarus* 2 000 µg/g. Austern, die nicht über Hämocyanin verfügen, benötigen zur Realisierung ihrer Atmungsfunktion extrem hohe Kupfergehalte, die sie in Leukozyten speichern (bis zu 20 000 µg/g).

Trotz zahlreicher Speicher- und Entgiftungssysteme ist Kupfer nach Hg und Ag das für viele Meeresorganismen am stärksten toxisch wirkende Metall. Cu-Konzentrationen, die 0.1 mg/l überschreiten, wirken toxisch (FÖRSTNER und WITTMANN, 1979). Beispiele der massiven Verunreinigungen in Küstengebieten waren Sør fjord /Norwegen (210-12 000 µg/g) und die unzulässige Verklappung von Kupfersulfat in den Niederlanden. In den Niederlanden driftete der 0.3 mg Cu/l enthaltene Wasserkörper entlang der Nordseeküste. Die Folge davon war ein Massensterben von Schalentieren, Plankton und Fischen (SCHEINBERG, 1991).

1.2.4. Zink (Zn)

Zink ist ein biologisch essentielles Metall. Es ist am Aufbau zahlreicher Enzyme beteiligt (SIMKISS und MASON, 1983). Bei neutralem pH-Wert werden alle auf Säure basierenden Katalysen von Metallionen in biologischen Systemen durch Zn^{2+} katalysiert. Im sauren pH-Bereich wird dafür Magnesium und Eisen verwendet.

Zink ist allgegenwärtig: Nicht kontaminierte Erde enthält 10-300 mg/kg, Luft ländlicher Gebiete 10-70 µg/m², Luft industrieller Gebiete 200-500 µg/m², Seewasser gewöhnlich 0.003-0.6 µg/l, der Rhein 50 µg/l (in den 70er Jahren 400 µg/l) (OHNESORGE und WILHELM, 1991). Der Transport in die Ostsee erfolgt hauptsächlich über die Atmosphäre und die Flüsse. Im Oberflächenwasser der

zentralen Ostsee nimmt Zn von der Bottenwiek zur Beltsee hin ab. Im tiefen Wasser sind die Konzentrationen im anoxischen Bereich sehr niedrig. Die Zn-Gehalte im Sediment betragen in der westlichen Ostsee zwischen 20-260 mg/kg Trockengewicht (HELCOM, 1987).

Die Gewinnung von Zn erfolgt hauptsächlich durch Reduktion von Zinkoxid, das aus Zinkspat oder Zinkblende erhalten wird. Zn wird zur Galvanisierung von Eisen- und Stahlprodukten, als Druckbeize, in Trockenbatterien, für Legierungen und bei der Farbherstellung verwendet (MOORE und RAMAMRTHY, 1984). Die anthropogenen Einflüsse bewirken einen 7fach größeren Eintrag von Zink über die natürlichen Quellen in die Umwelt.

Nach BIESINGER und CHRISTENSEN (1972) und BIESINGER et al. (1986) hat schon eine Konzentration von 0.14 mg/l einen schädigenden Einfluß auf die Reproduktion von *Daphnia magna* in einem dreiwöchigen Experiment. Es wurden zusätzlich auch synergetische Effekte mit Hg und Cd festgestellt. Für einige Fische wie *Salmo gairdneri* (aktueller Name: *Onchorinchys mikis*) und *Lepomis macrochirus* wurde in einem Zeitraum von 2-4 Tage für LC_{50} je nach pH, Wasserhärte, Temperatur etc. ein Konzentrationbereich zwischen 1-10 mg/kg ermittelt. Bei Salmoniden liegt der LC_{50} -Wert in einem Zeitraum von 14 Stunden beträchtlich niedriger (0.4-0.9 mg/l) (NEHRING und GOETTL JR., 1974). Bei weniger empfindlichen Arten wie *Scyliorhinus canicula* liegt der LC_{50} -Wert weit höher (80 mg/l) (SANPERA et al., 1983). Subakute und subletale Konzentrationen verursachen Störungen der Reproduktionsorgane von Weibchen und Männchen und schädigen die Reproduktion (SEHGAL und SAXENA, 1986). STOKES (1979) beschreibt die Symptome der akuten Vergiftung mit Zn und Cu bei Fischen als Verschleimung von Körper und Kiemen, die zum Tod durch Ersticken führt. Bei Zn kommt es zusätzlich zur Auflösung der Kiemenstruktur (HAIDER, 1979) bzw. der Eimembran (KODAMA et al., 1982). Fische akkumulieren hauptsächlich in der Leber mäßig Zn (20-60 µg/g FG), während Schalentiere wie Austern in kontaminierten Gebieten Konzentrationen von 6 000-9 000 µg/g Fg erreichen können. Der Verzehr von solch kontaminierten Austern wirkt auf den Menschen toxisch (BOCKRIS, 1977).

1.3. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfaßt die gesamte deutsche Ostseeküste von Schleimünde bis Stralsund (Abb. 1). Die Untersuchungsstationen sind im folgenden aufgeführt: Dorschmulde, Schleimünde, Kieler Förde, Süderfahrt, westlich von

Fehmarn, östlich von Fehmarn, Lübecker Bucht, Warnemünde, nördlich von Rügen und Bornholmbecken.

Die Untersuchungsstationen fallen hauptsächlich in den Bereich der westlichen Ostsee. Daher soll im folgenden auf die Morphologie und Hydrographie der westlichen Ostsee eingegangen werden.

Morphologie. Das Untersuchungsgebiet wird aus den Becken der Kieler, Mecklenburger und Lübecker Bucht, den Förden (Flensburger Förde, Eckernförde und Kieler Förde), dem Fehmarnbelt (westliche Ostsee) und dem Arkonabecken gebildet. Die westliche Ostsee ist ein Flachwassermeer, das allgemein 10-20 m und nur im Bereich der Becken und Rinnen zwischen 30-50 m tief ist. Die vier Förden an der Südwestseite der Kieler Bucht sind ihrer Entstehung nach festländische Talrinnen, die gegen Ende der Eiszeit vom Schmelzwasser des Eises geformt und anschließend vom Meer aufgefüllt wurden. Der Boden geht allmählich in den der offenen Ostsee über. Wegen der relativ kurzen Überflutungszeit hat der Boden noch seinen festländischen Charakter bewahrt und weist ein System von Rinnen und Bänken auf (KÄNDLER, 1959). Eine der Rinnen führt südlich von Langeland, Äro und Alsen weiter zur Flensburger Förde. Von hier wendet sich eine Abzweigung südwärts und zieht sich als allmählich verflachende Rinne längs der Küste zur Eckernförder Bucht. In östlicher Richtung durchquert diese Rinne den Fehmarnbelt. Vom Großen Belt her stößt eine zweite Rinne fast senkrecht auf diese. Zwei große Flachs, das Vejsnäs Flach im Norden und der Stoller Grund im Süden, unterteilen dieses Rinnensystem. Der Stoller Grund trennt die bodennahen Schichten des gesamten Südwestens von den tiefen Regionen der übrigen Kieler Bucht. Lediglich die Eckernförder Bucht hat vor Schleimünde durch eine schmale Rinne Zugang zum Kleinen Belt (KRUG, 1963). Die Kieler Förde hat an das große von Westen nach Osten verlaufende Rinnensystem keinen Anschluß, da eine bis auf 12,5 m unter der Oberfläche ansteigende Schwelle die Stollergrund-Rinne westwärts abriegelt. Damit ist die Kieler Förde vom Austausch des Bodenwassers ausgeschlossen. Nur die in 14- 15 m Tiefe befindlichen Zwischenwasserschichten können über den Riegel in die Kieler Förde einströmen. Mit der Eckernförder Bucht besteht eine Verbindung durch die ca. 10 m tiefe Stollergrund-Rinne. Die Lübecker Bucht ist eine wenig gegliederte Einsenkung mit Wassertiefen um 20 m und breiter Verbindung zur Mecklenburger Bucht.

Das Sediment zeichnet sich überall durch ein sehr breites Korngrößenspektrum aus. Gebiete mit Fein- und Mittelsand finden sich in der Kieler Bucht hauptsächlich in der Gegend des Großen Beltes und in Tiefen zwischen 15 und 18 m bei relativ ebenem Boden. Die Grenze zwischen Sand und Schlick liegt in der Kieler Bucht bei etwa 18 m. Lediglich am Eingang des Fehmarnbeltes liegt diese Grenze bei 24 m. Mischsedimente aus feinkörnigem Material (Schlamm und Ton) zusammen mit

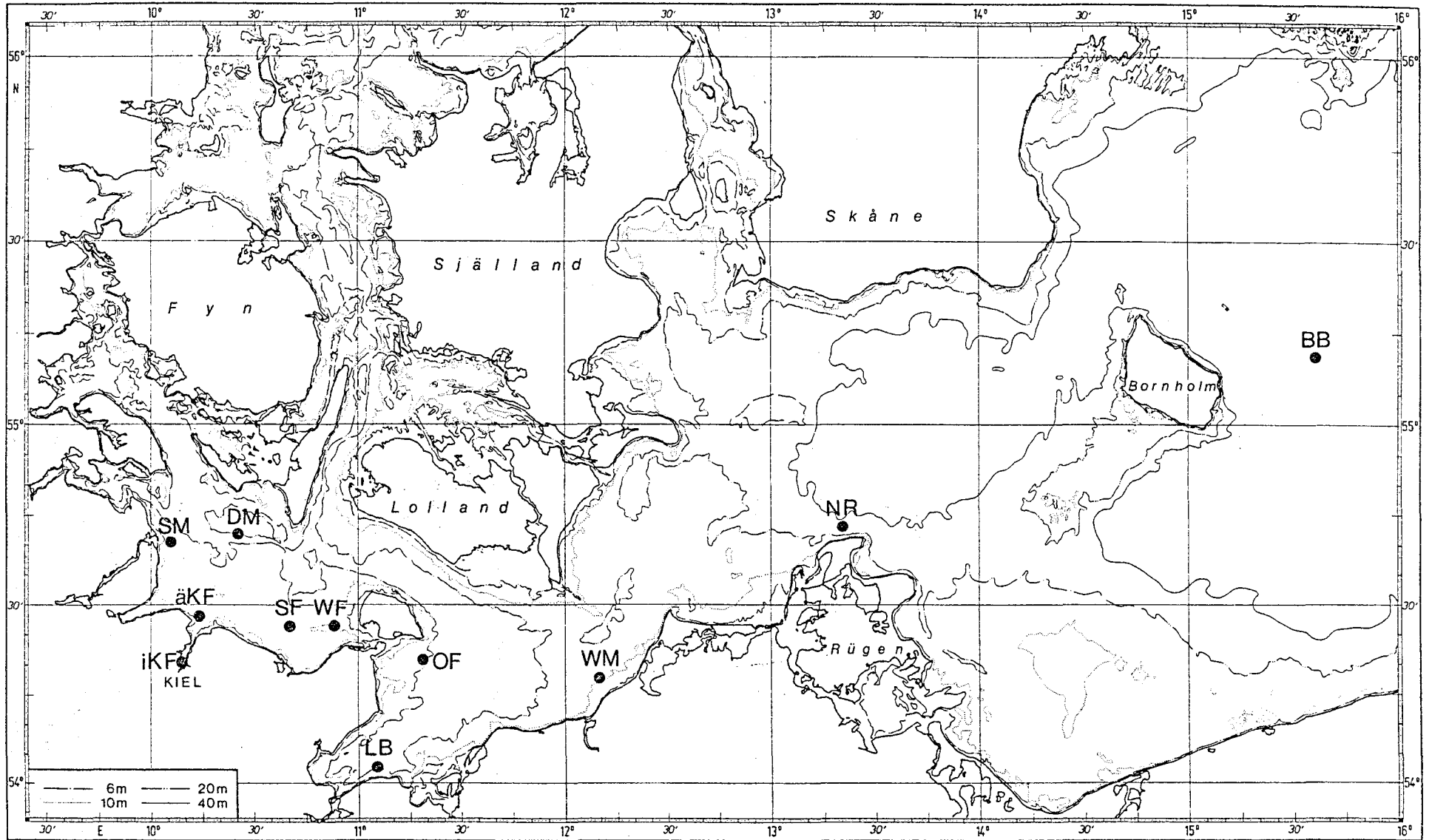


Abb. 1 Untersuchungsgebiet mit Stationsangaben. Dabei bedeuten SM: Schleimünde, DM: Dorschmulde, äKF: äußere Kieler Förde, iKF: innere Kieler Förde, SF: Süderfahrt, WF: westlich von Fehmarn, OF: östlich von Fehmarn, LB: Lübecker Bucht, WM: Warnemünde, NR: nördlich von Rügen und BB: Bornholmbecken.

größerem Material unterschiedlicher Korngrößen finden sich vorwiegend als dünne Ablagerungen am Rande von Schlickgebieten und leiten zu sandigem Schlick oder schlickigen Sandarealen über. Wegen der kräftigen Strömungen im Rinnensystem kann dort keine kontinuierliche Schlicksedimentation stattfinden.

Hydrographie. Die hydrographischen und chemischen Verhältnisse werden sehr stark von den äußeren Faktoren bestimmt. Bei einer großen Nord-Süd und Längsausdehnung (1200 km: 1500 km) ist die Ostsee großen klimatischen Unterschieden ausgesetzt; von ozeanischem Klima im westlichen Teil bis nahezu kontinentalen Bedingungen im Osten und Norden. Festländische Zuflüsse, Niederschlag und Verdunstung bestimmen den Wasserhaushalt der Ostsee. Der Niederschlag und die Verdunstung sind annähernd gleich groß. Rund 200 Flüsse führen etwa 479 km^3 Süßwasser pro Jahr in die Ostsee ab. Dies gleicht der Wassermenge des Nettotransports durch die Ostseeeausgänge. Die gesamte Ausstrommenge beläuft sich auf 1 216 und die gesamte Einstrommenge auf 737 km^3 pro Jahr. Das Minimum des Wasserstandes der Ostsee findet sich im März. Die Wasserzufuhr hat einen Jahresgang, dessen Extreme im Februar bei 23 und im Mai bei 66 km^3 liegen. Die Ostsee ist deshalb mit einem riesigen Ästuar zu vergleichen, das einen Salzgehaltbereich von ca. 2 bis über 25 aufweist. Das relativ salzarme Oberflächenwasser liegt auf dem relativ salzreichen Tiefenwasser. Diese beiden Wasserkörper werden durch eine haline Sprungschicht (Halocline) getrennt, deren Tiefe von 15 bis 20 m in der westlichen Ostsee auf 60 bis 70 m in der zentralen Ostsee absinkt. Durch diese Dichtesprungschicht wird das Tiefenwasser vom Gasaustausch mit dem Oberflächenwasser bzw. der Atmosphäre weitgehend ausgeschlossen. Selbst die starke Abkühlung der oberflächennahen Schicht im Winter und die dadurch bedingte Konvektion oder orkanartige Stürme vermögen diese Schichtung nicht zu durchbrechen. Bei länger andauernden Stagnationsphasen führt dies zu einer starken Abnahme des Sauerstoffgehaltes im Tiefenwasser und schließlich zur mikrobiellen Bildung von Schwefelwasserstoff. Eine Ausnahme bilden der Finnische Meerbusen und die Bottenwiek wegen der starken Aussüßung des Wassers. Hier kann sich kein starker Dichteunterschied zwischen der Oberfläche und dem Tiefenwasser ausbilden (DIETRICH und SCHOTT, 1974; KREMLING, 1993).

Im Bezug auf die Hydrographie nimmt die Beltsee als Übergangsgebiet zwischen Nord- und Ostsee eine Sonderstellung ein. Hier können Wassermassen sehr unterschiedlicher Dichte nebeneinander angetroffen werden. Die verschiedenen Wasserarten lagern sich keilförmig übereinander. Ihre Grenze ist durch eine Sprungschicht, die sich an der Oberfläche durch einen scharfen horizontalen Gradienten auszeichnet, und durch eine hydrographische "Front" (WATTENBERG, 1949) gekennzeichnet. In der Beltsee lassen sich zwei derartige Fronten unterscheiden, deren eine im Kategatt, die andere in der Kieler Bucht hin und her

wandert. Die salzarme Oberschicht und die salzreiche Unterschicht lassen sich grob mit einem Ausstrom salzarmen Ostseewassers an der Oberfläche und einen Einstrom salzreichen Nordseewassers in der Tiefe beschreiben. Diesen aus dem inneren Kräftefeld resultierenden Gradientenströmen überlagert sich ein äußeres Kräftefeld (Luftdruckschwankungen) und schiebt die hydrographische Front zwischen den Belten hin und her. Damit kann man alle Änderungen im Oberflächengehalt der westlichen Ostsee auf den Einfluß der Großwetterlagen zurückführen (SCHWEIMER, 1978). Zieht ein Tiefdruckgebiet auf eine der normalen Zugstraßen über Nordosteuropa hinweg, mit einem von Süden nach Norden gerichteten Luftdruckgradienten, so entsteht der sogenannte Einstromfall und die Front wandert in Richtung Ostsee, bei entsprechend langer Einstromdauer bis über die Darßer Schwelle hinaus (WYRTKI, 1953), und die Kieler Bucht füllt sich mit salzreichem Tiefenwasser.

Die Temperatur in der westlichen Ostsee zeigt eine einjährige Periode entsprechend der Periodizität der Lufttemperatur, da die Oberflächenerwärmung stark vom Wärmeaustausch über der Meeresoberfläche abhängt. Die Temperatur der bodennahen salzreichen Schichten wird jedoch vorwiegend vom Einstrom aus dem Kattegatt geprägt. Im Sommer bildet sich eine thermohaline Sprungschicht. Im Winter herrscht, begünstigt durch die geringeren Tiefen der Beltsee, weitgehende Homothermie. Wenn dann Stürme zusätzlich die haline Schichtung auflösen, ist die Voraussetzung für eine tiefgreifende Vertikalkonvektion zur Erneuerung des Bodenwassers in abgeschlossenen Gebieten der Beltsee erfüllt (DIETRICH, 1953; SIEDLER UND HATJE, 1974). Entscheidend für die Advektion und Vermischung in der westlichen Ostsee sind die Dichteausgleichs- und windgetriebenen Strömungen. Die durch äußeres Druckfeld (Atmosphäre) hervorgerufenen und durch Gezeiten und Seiches verursachten Strömungen spielen dabei kaum eine Rolle (DIETRICH und SCHOTT, 1974)

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1. Testorganismen

Für die Untersuchung wurden zunächst Flunder, Hering und Dorsch ausgewählt. Diese Arten sind in fast allen Küstenbereichen des Untersuchungsgebietes verbreitet. Da die Flunder jedoch nicht in repräsentativen Mengen gefangen werden konnte, wurde die Kliesche als zusätzlicher benthischer Vertreter für die Untersuchung herangezogen. Hering und Dorsch haben seit eh und je hohe wirtschaftliche Bedeutung. Der Dorsch ist bis heute noch einer der wichtigsten Fische dieser Region. Nach Zusammenbruch der großen Fischereien auf Dorsch, Hering und Scholle gewann die Fischerei auf die Flunder und besonders die Kliesche große Bedeutung (SENOCAK, 1992a/b). Der Konsum durch den Menschen und ihre leichte Verfügbarkeit machen diese Fischarten als Testorganismen interessant. Im folgenden soll kurz auf die Biologie der untersuchten Fischarten eingegangen werden.

2.1.1. Kliesche

Die Kliesche wird in der Regel 20-30 cm groß, 0,5-1 kg schwer und bis zu 10 Jahre alt. Die Kliesche lebt in Tiefen von 5-60 m auf weichem oder sandigem Boden. Als marine Art mit begrenzter Brackwassertoleranz ist sie hauptsächlich im westlichen und südwestlichen Teil der Ostsee verbreitet. Der Bestand in der Kieler Bucht steht mit den Beständen des Kattegats und denen der Mecklenburger Bucht (TEMMING, 1989) im Austausch. Zur Laichzeit wandern die Fische von der Mecklenburger Bucht in Richtung Kieler Bucht und durch die Belte in Richtung Kattegat. Die Rekrutierung der westlichen Gebiete erfolgt hauptsächlich aus dem Kattegat. Die Wanderung erfolgt in westliche und nördliche Richtungen. Der Bornholmer Bestand laicht im Bornholmtief und unterscheidet sich morphologisch von dem westlichen Bestand. Zwischen beiden Beständen gibt es wahrscheinlich keinen Austausch. Die Laichzeit liegt vornehmlich im Mai und Juli. Die Eier sind pelagisch wie bei Dorsch und Flunder und brauchen einen Salzgehalt von mindestens 12 ‰. Die Larven beginnen das Bodenleben im Flachwasser bereits, bevor ihre Augenwanderung abgeschlossen ist.

Ihre Nahrung ist nach ARNTZ (1977), abgesehen von den Heringen und Sprotten wie beim Dorsch (s.u.): *Cyprina islandica*, *Abra*, *Diastylis*, *Gastrosaccus*, *Crangon*, *Harmathoe*, *Nephthys* und *Pomatoschistus*. Auch der Jahresgang der Nahrungsaufnahme ist dem des Dorsches ähnlich. *Cyprina* wird allerdings von der

Kliesche schon ab Januar/März in großen Mengen gefressen (Januar bis Frühsommer) und auch *Diastylis* wird zwei Monate kürzer aufgenommen (Mai-September). *Harmothoe* wird hingegen zwei Monate länger (Mai-Juli) als vom Dorsch gefressen.

2.1.2. Flunder

Die Flunder wird in der Regel 25-35 cm lang, 0.5-2 kg schwer und bis zu 16 Jahre alt. Die Flunder ist ein Grundfisch vorwiegend der Flachwassergebiete in Küstennähe. Sie steigt in brackische Haffe und in größere Flüsse auf. Im allgemeinen bevorzugt die Flunder sandigen Boden. In der Ostsee gelangt die Flunder bis in die Finnischen und Bottnischen Meerbusen. Es gibt hier mehrere getrennte Bestände (ANON., 1978, 1987c). In der südwestlichen und südöstlichen Ostsee gibt es mindestens drei Bestände. Die Wanderung zwischen Südosten und der zentralen Ostsee ist sehr gering, da das Gdansk und das Gotland Tief sie blockieren. Die Wanderung Richtung nördliche Ostsee ist durch das Gotlandbecken verriegelt. Im allgemeinen sind die Wandermuster der Flunder ziemlich gut bekannt.

Die jährliche Wanderung findet zwischen dem Laichgebiet im tieferen Wasser und dem Weidegebiet im Flachwasser in Küstennähe statt (BAGGE, 1966; SAEGER, 1974). Die Weidewanderung im Frühling in der westlichen Ostsee findet entlang der Küste in westliche und nördliche Richtung während der Weideperiode zwischen Mai und November statt (BAGGE, 1966). Im Spätherbst und Frühwinter beginnt die Laichwanderung ins tiefere Wasser. In der westlichen Ostsee liegen die Laichplätze im tieferen Wasser weit von der Küste entfernt. Die Flunder laicht dort zwischen Februar und April (SAEGER, 1974). Die Eier sind freischwebend bei einem Salzgehalt von mindestens 10. Die pelagischen Larven gehen nach der Augenwanderung zum Bodenleben im Flachwasser des Strandes über. Schon in diesem Stadium steigt eine große Anzahl von ihnen in das Süßwasser selbst der kleinsten Strandbäche und erst recht der größeren Flüsse auf. Die Jungfische verbringen zwei bis drei Jahre im Litoral und in Küstennähe, bevor sie sich an die Adulten anschließen (ANON., 1978).

In der Beltsee ist die Flunder sehr stationär und die Wanderung zu der westlichen Ostsee ist sehr begrenzt.

In der südwestlichen und südlich zentralen Ostsee laicht die Flunder zwischen März und Mai im Arkonatief, in der Stolper-Rinne und im Bornholmtief (BAGGE,

1981). Die Weidewanderung vom Bornholmbecken führt zu dem Flachwasser der polnischen und der deutschen Küste bis nach Rügen.

Die Nahrung der Flunder besteht zunächst hauptsächlich aus dem Krebs *Diastylis rathkei* (60%) und später (bei den Adulten) aus *Diastylis* (36%), *Priapuliden* (19%), *Terebelliden* (14%), *Abra* (8%), *Nephtys* (5%) und *Pectinaria* (4%) (ARNTZ, 1977). Im Gegensatz zu den anderen untersuchten Arten zeigt die Flunder keinen Jahresgang in ihrer Nahrungszusammensetzung, jedoch in der Nahrungsaufnahme: Zwischen Juni und Oktober ist die Zeit, in der alle Flundern Nahrung aufnehmen. Ab November nimmt ein Großteil der Flundern (70%) keine Nahrung zu sich. Um die Laichzeit ist dieser Anteil noch größer (95%).

2.1.3. Dorsch

Der Dorsch wird in der Regel 80-100 cm lang, 2-4 kg schwer und ca. 20 Jahre alt. Dorsche leben freischwimmend. Sie halten sich aber meistens in Grundnähe. Sie leben in Tiefen von 5-300 m. Gelegentlich dringen sie auch in die Brackwasserzone der Flußmündungen und über diese hinaus vor. Ihre Verbreitung in der Ostsee reicht bis zu den Kvarken der Bottnischen Bucht. In der Ostsee gibt es zwei Dorschbestände, die sich voneinander durch morphometrische und meristische Merkmale unterscheiden: Der westliche Bestand, der westlich von Bornholm bis in das Kattegat verbreitet ist (*Gadus morhua morhua*) und der östliche Bestand, der östlich von Bornholm bis in den Norden des Bottnischen Meerbusens verbreitet ist (*Gadus morhua callarias*). Die Laichplätze für den westlichen Bestand liegen im Arkona Tief, nördlich Rügen, Mecklenburger Bucht, Kieler Bucht und in der Beltsee. Die Laichzeit in der westlichen Ostsee liegt zwischen Februar und März, in der Arkonasee zwischen März und April. Im Winter und Frühjahr gibt es eine Laichwanderung vom Arkonabecken westwärts zur Mecklenburger Bucht, Kieler Bucht, zu den Belten und zum südlichen Kattegat. Der Dorsch wandert nach dem Laichen vom tieferen Wasser in das Flachwasser in Küstennähe, um zu weiden. Diese Wanderung scheint in alle Richtungen stattzufinden (ARO, 1989). Die Dorscheier benötigen zum Schweben einen Salzgehalt von 13. Die aus den Eiern ausgeschlüpften Larven leben pelagisch. Als Jungfische gehen sie zum Leben im Flachwasser nahe dem Grund über. Mit der Geschlechtsreife werden sie Zugfische, die alljährlich zu ihren Laichplätzen wandern. Nach ARNTZ (1978) erweist sich die Muschel *Arctica islandica* im Bereich der Kieler Bucht als das wichtigste Nährtier, gefolgt von Fischen (*Gadiden*, *Clupeiden* und *Pomatochistus*). Crustaceen, besonders *Diastylis rathkei* und Polychäten (*Harmathoe sarsi*) sind auch für adulte Dorsche von großer Bedeutung. SCHULZ (1988) fand im Bereich der Mecklenburger Bucht und der Arkonasee den Hering mit 30% als das Hauptnährtier,

gefolgt von *Gobiiden* (15%), dem Krebs *Diastylis rathkei* (9%) und der Muschel *Arctica islandica* (9%) und dem Sprott (7%). Der Jahresgang der Nahrungsaufnahme zeigt ein Minimum während der Laichzeit: Viele Dorsche hören in dieser Zeit auf, Nahrung aufzunehmen. Bei dem Jahresgang der wichtigsten Arten als Nahrung zeigt *Cyprina islandica* nach dem Laichen und im Frühsommer, *Abra alba* im September, *Diastylis* relativ stabil zwischen Mai und November, *Harmathoe sarsi* im Mai, *Pomatochistus* im Winter und *Gadoiden* zeigen gegen Ende des Jahres ein Maximum auf, während die *Clupeiden* keine jährliche Schwankungen aufzeigen.

Der Dorsch war der "Brotfisch" der Fischer in der Ostsee. Die Situation hat sich seit Mitte der 80er Jahre verschlechtert. Neben der Überfischung ist die hydrographische Situation in der Ostsee der Grund dafür (SENOCAK, 1992b).

2.1.4. Hering

Der Hering wird maximal 45 cm lang und 20-25 Jahre alt. Er lebt pelagisch und ernährt sich von Schwebeorganismen. Heringe sind Zugfische, die alljährlich zu bestimmten Zeiten in oft riesigen Schwärmen an der Küste eintreffen. Die Wanderungen sind teils Nahrungs- und teils Laichwanderungen. Der Hering in der Ostsee wird in zwei Hauptgruppen unterteilt: der Frühjahrshering mit einem großen Bestand und der Herbsthering mit einem wesentlich kleineren Bestand. Der Frühjahrshering wird seinerseits wegen der unterschiedlichen morphologischen, meristischen und biologischen Eigenschaften in Küsten- und Hochseehering unterteilt (OJAVEER, 1981).

Die Heringsbestände in der südwestlichen Ostsee, Kattegat und Skagerrak enthalten sowohl Frühjahrs- als auch Herbstheringe. Der Frühjahrshering hat klare Wandlungsmuster. Die Laichgebiete des Frühjahrsherings sind die Küstengewässer zwischen den Belten im Westen und östlich von Rügen im Osten. Die meisten Heringe dieser Region wandern von den Weide- und Überwinterungsgründen im Skagerrak und Kattegat durch den Öresund und die Belten im Spätherbst und Frühwinter. Ein kleiner Teil wandert von den Weidegründen um Bornholm, von der polnischen Küste und Hanö Bucht zu den Laichplätzen, wie z.B. Buchten und Förden an der Küste (BIESTER, 1979a; OTTERLIND, 1985b). Alle erreichen die Laichgebiete zwischen März und Mai, wobei zuerst die älteren und später die jüngeren Altersgruppen ankommen. Nach dem Ableichen wandern die Heringe zurück. Die Jungfische halten sich zunächst an der Küste zusammen und schließen sich später den Schwärmen der Adulten an, ohne aber an deren Laichwanderungen teilzunehmen (WEBER, 1970).

Der kleinere Bestand der Herbstheringe laicht zwischen August und November im Küstenbereich der Mecklenburger Bucht, an den Bänken des Arkonabeckens und an der Küste Bornholms auf sandigen und steinigen Riffen in etwas tieferem Wasser als die Frühjahrslaicher. Die Laichwanderung findet während des Sommers und im Frühherbst statt. Nach dem Laichen wandern die Fische zu den Weideplätzen besonders im Gebiet um Bornholm, wo sie zusammen mit den Frühjahrsheringen gefangen werden.

Die Nahrung des Hering in der Ostsee besteht hauptsächlich aus *Pseudocalanus elongatus*, *Mysis*, *Diastylis rathkei*, *Gammarus* und *Harmathoe*. Jahreszeitliche Veränderungen in der Nahrung treten im Frühjahr auf, wenn der Hering Fischeier frisst und im Herbst, wenn er Fischlarven, *Bosmina coregoni* und Muscheljungtiere aufnimmt. Die Intensität der Nahrungsaufnahme ist im Mai am stärksten und im Oktober am niedrigsten (HINRICHS, 1985).

2.2. Probenbeschaffung

Ein Teil der Fischproben in den Stationen nördlich von Rügen und in der Lübecker Bucht wurden von den Berufsfischern bezogen. Ein anderer Teil wurde selbst geangelt (innere Kieler Förde). Die restlichen Fischproben wurden mit institutseigenen Schiffen gefangen. Es kamen hauptsächlich Schleppnetze, aber auch Stellnetze zum Einsatz (s. Tab. 1-4). Bei der Ausfahrt im Juli konnten bis auf die Kliesche keine Fische gefangen werden, wahrscheinlich wegen der großen Mengen an Ohrquallen (*Aurelia aurita*), die zur Verstopfung der Fangnetze führten.

Tab. 1 Fangort, Fangzeit und Fangmethode der Klieschenproben.

Station	Fangzeit	Fangmethode	Probenanzahl	geographische Breite u. Länge
Süderfahrt	10.02.1992	Schleppnetz	22	N 54° 26'
	21.10.1992	FS Alkor	41	E 10° 40'
	18.02.1993	FK Littorina	84	
	28.04.1993		64	
	01.07.1993		37	
Östlich Fehmarn	20.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	40	N 54° 20' E 11° 18'
Westlich Fehmarn	22.10.1992	Stellnetz FK Littorina	24	N 54° 26' E 10° 55'
Kieler Förde	23.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	54	N 54° 29' E 10° 10'
Dorschmulde	23.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	40	N 54° 41' E 10° 25'
Nördlich Rügen	26.02.1993	Schleppnetz Rügener Fischer	75	N 54° 45' E 13° 30'
Schleimünde	29.05.1993	Schleppnetz FK Littorina	39	N 54° 41' E 10° 05'

Tab. 2 Fangort, Fangzeit und Fangmethode der Flunderproben.

Station	Fangzeit	Fangmethode	Probenanzahl	geographische Breite u. Länge
Süderfahrt	10.02.1992	Schleppnetz	9	N 54° 26'
	18.02.1993	FK Littorina	7	E 10° 40'
Warnemünde	20.10.1992	Stellnetz FK Littorina	9	N 54° 18' E 12° 10'
Lübecker Bucht	21.10.1992	Stellnetz FK Littorina	11	N 54° 02' E 11° 01'
Östlich Fehmarn	21.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	4	N 54° 20' E 11° 18'
Schleimünde	23.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	11	N 54° 41' E 10° 05'
Nördlich Rügen	26.02.1993	Schleppnetz Rügener Fischer	91	N 54° 45' E 13° 30'

Tab. 3 Fangort, Fangzeit und Fangmethode der Dorschproben

Station	Fangzeit	Fangmethode	Probenanzahl	geographische Breite u. Länge
Süderfahrt	10.02.1992	Schleppnetz	22	N 54° 26' E 10° 40'
	21.10.1992	FS Alkor	19	
	18.02.1993	FK Littorina	63	
	28.04.1993		30	
	01.07.1993		7	
	24.09.1993		7	
Warnemünde	20.10.1992	Stellnetz FK Littorina	7	N 54° 18' E 12° 10'
Östlich Fehmarn	20.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	55	N 54° 20' E 11° 18'
Westlich Fehmarn	22.10.1992	Stellnetz FK Littorina	4	N 54° 26' E 10° 55'
Dorschmulde	22.10.1992	Schleppnetz	7	N 54° 41' E 10° 25'
	27.09.1993	FK Littorina	23	
äußere Kieler Förde	22.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	28	N 54° 29' E 10° 10'
Nördlich Rügen	16.02.1993	Schleppnetz FK Littorina	80	N 54° 45' E 13° 30'
Schleimünde	29.04.1993	Schleppnetz FK Littorina	26	N 54° 41' E 10° 05'

Tab. 4 Fangort, Fangzeit und Fangmethode der Heringsproben

Station	Fangzeit	Fangmethode	Anzahl von Proben	geographische Breite u. Länge
Lübecker Bucht	11.11.1991	Schleppnetz Travemünder Fischer	30	N 54° 02' E 11° 01'
Dorschmulde	22.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	31	N 54° 41' E 10° 25'
Östlich Fehmarn	21.10.1992	Schleppnetz FK Littorina	13	N 54° 20' E 11° 18'
Bornholm Becken	11.07.1992	Schleppnetz FS Alkor	45	N 55° 25' E 16° 00'
Süderfahrt	18.02.1993	Schleppnetz FK Littorina	20	N 54° 26' E 10° 40'
innere Kieler Förde	24.04.1993	Angelfischerei	50	N 54° 19' E 10° 08'

2.3. Probenbehandlung

Nach dem Fang wurden die Fische - je nach Möglichkeit- entweder gleich auf dem Schiff verarbeitet oder für die spätere Behandlung bei -20°C in Plastikbeuteln eingefroren. Vor dem Sezieren wurden das Gewicht und die Länge der Fische vermessen. Die Otolithen wurden für die spätere Altersbestimmung herauspräpariert und in nummerierten Plastiktüten aufbewahrt. Nach Möglichkeit wurde das Geschlecht der Fische bestimmt. Anschließend wurden Leber, Niere und ein Teil des Fischfilets herausgenommen und in vorgereinigte und beschriftete Rollrandgläser gefüllt. Es wurde darauf geachtet, daß die Filetproben immer aus der gleichen Lage des Fischkörpers entnommen wurden, weil bestimmte Metallkonzentrationen im Fischfilet nicht gleichmäßig verteilt sind (OEHLSCHLÄGER, 1990). Beim Hering und Dorsch wurde die linke obere Filethälfte unter der Rückenflosse herauspräpariert. Bei Plattfischen wurde die obere Filethälfte der Augenseite hinter dem Kopfbereich untersucht (Abb. 2). Die Organproben in den Rollrandgläsern wurden bei -20°C tiefgefroren und anschließend gefriergetrocknet. Die trockenen Filetproben wurden zermörsert, während leicht zerdrückbare Leber- und Nierenproben mit Hilfe einer Plastikpinzette in den Rollrandgläsern direkt zerdrückt wurden. Diese Probenbehandlung war nötig, um Homogenität bei der Metallverteilung zu erreichen. Vor der Entnahme der einzelnen Unterproben für die Schwermetallanalyse wurden die Proben jeweils 2-3 Stunden im Trockenofen bei 60°C nachgetrocknet.

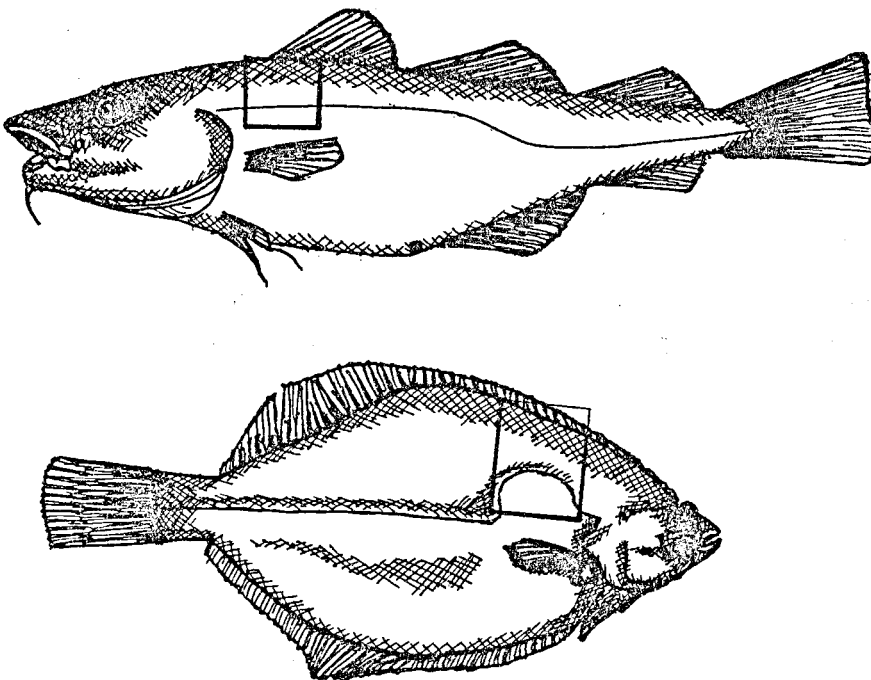


Abb. 2 Lage der entnommenen Muskelproben

2.4. Altersbestimmung der Fische

Das Alter der Fische wurde mit Hilfe von Otolithen bestimmt. Zu diesem Zweck wurden die Otolithen in einen klaren Polyester-Gießharz eingebettet. So wurde erreicht, daß die Lichtbrechung stärker und die Wachstumsringe besser sichtbar wurden. Die Dorsotolithen mußten wegen ihrer relativ dicken und somit unleserlichen Form zuerst in Kunstharz eingebettet werden, um im Zentrum der Wachstumsringe quer geschnitten zu werden. Dazu wurde eine doppelblättrige Diamantsäge benutzt. Diese Dünnschnitte wurden dann für die endgültige Einbettung verwendet. Diese Arbeiten wurden im Institut für Seefischerei der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Außenstelle Kiel, durchgeführt.

2.5. Probenvorbereitung für die Schwermetallanalyse

Die Analysen aller Schwermetalle wurden in der Zoologischen Abteilung des Instituts für Meereskunde in Kiel durchgeführt.

2.5.1. Probenvorbereitung für Cadmium-, Kupfer- und Zink-Analyse

Für die Cd-, Cu- und Zn-Analyse wurden ca. 50 mg der pulverisierten Probe ausgewogen und in Quarz-Reaktionsgefäße eingefüllt. 500 µl Aufschlußsäure, bestehend aus HNO_3 und HClO_4 (im Verhältnis 1:1), wurden zur pulverisierten Probe einpipetiert und gleich danach wurden die Reaktionsgefäße mit Teflondeckeln locker geschlossen. Der Aufschluß erfolgte in einem Sandbad, dessen Temperatur in den ersten 5-6 Stunden bis auf 200° C erhöht wurde. Insgesamt dauerte der Aufschluß jeweils 12-15 Stunden. Nach vollständiger Auflösung des Materials ergab sich eine klare Lösung. Die aufgeschlossene Proben wurden mit Hilfe von 1 n HCL in 10 ml Teflonbecher überführt und auf einer Ceran-Heizplatte bei ca. 100°C abgedampft. Während des Abdampfvorgangs wurden die Proben mit einer doppelglasigen Haube, die an eine Wasserstrahlpumpe angeschlossen war, abgedeckt. So wurden die Säuredämpfe von der Haube entfernt. Der Salzurückstand in den Teflonbechern wurde anschließend mit 1 ml HNO_3 (0.08 %) aufgenommen, in Polyäthylen- Eppendorf-Reaktionsgefäße umgefüllt und im Kühlschrank (ca. 5°C) bis zur Schwermetallanalyse aufbewahrt.

Die Metallbestimmung wurde mit einem Atomabsorptionsspektralphotometer (Perkin Elmer Zeemann 3030) mit automatischem Probenehmer durchgeführt. Das Gerät arbeitet mit einem Zeemann-Magneten, um die Untergrundabsorption zu kompensieren. Die Proben wurden soweit verdünnt, bis 20 µl Probenmenge einen

Wert ergab, der noch innerhalb des Bereichs der Eichkurve lag. Ein eingebauter Rechner ermittelte die in der eingespritzten Meßprobe enthaltene Metallmenge in $\mu\text{g l}^{-1}$. Unter Berücksichtigung der Einwaage und der Verdünnung wurde dann die jeweilige Metallkonzentration im Gewebe nach folgender Formel ermittelt:

KV

$$M = \frac{KV}{E}$$

Dabei bedeuten:

M: Metallkonzentration im Gewebe ($\mu\text{g g}^{-1}$ Trockengewicht)

K: Metallkonzentration in der 20 μl Probe, vom Gerät ermittelt ($\mu\text{g l}^{-1}$)

V: Verdünnung (ml)

E: Einwaage der Teilprobe (mg)

Die Atomabsorptionsspektralphotometrie (AAS) ist eine geeignete Methode für die Analyse von extrem niedrigen Metallkonzentrationen in biologischen Organismen, aber auch im Wasser und Sediment. Die Graphitrohr-Technik der AAS, die hier angewandt wurde, erlaubt in Bereichen zu messen, die für Cd bei 0.003, für Cu bei 0.02 und für Zn bei 0.006 ng/l liegen (WELZ, 1992).

2.5.2. Probenvorbereitung für Quecksilber-Analyse

Bei der Analyse von Quecksilber wurde wegen der leichtflüchtigen Eigenschaften dieses Metalls ein abweichendes Aufschlußverfahren verwendet. Die Probenvorbereitung erfolgte hierbei weitgehend wie bereits beschrieben. Es wurden jedoch größere Probenmengen benötigt. Ca. 400-500 mg pulverisierte Probe wurde in einen 50 ml Quarz-Erlenmeyerkolben gegeben und mit 5 ml Aufschlußsäure (HNO_3 , HClO_4 und H_2SO_4 im Verhältnis 8:8:1) versetzt. Die Quarz-Erlenmeyerkolben wurden mit einem Teflondeckel locker geschlossen. Wie bei den anderen Metallen erfolgte der Aufschluß in einem Sandbad, dessen Temperatur langsam bis auf ca. 140°C erhöht wurde. Der Aufschluß dauerte ca. 18-20 Stunden. Die bei Hg verwendete Aufschlußsäure-Mischung und die Wahl einer niedrigen Aufschlußtemperatur ermöglichten den offenen Aufschluß ohne nennenswerte Hg-Verluste. Nach dem Aufschluß wurde die entstandene Lösung mit bidestilliertem Wasser auf 10-20 ml, je nach zu erwartender Metallmenge, aufgefüllt. Die Messung erfolgte in der Regel gleich nach Beendigung des Aufschlusses mit Hilfe der Kalt-Dampf-Methode. Dabei wurde ein Hg-Zusatzgerät anstelle des Graphitrohrfens mit dem Beckmann AAS 1248 gekoppelt. 1-3 ml der Probe wurden in ein Quarz-Reaktionsgefäß, in das vorher 5 ml bidestilliertes Wasser, 2 ml 65% HNO_3 und 20 ml 5%ige Ascorbinsäure pipettiert wurden, hinzugegeben. Das Reaktionsgefäß wurde unmittelbar nach der Zugabe der Probe

an das Zusatzgerät angeschlossen, das für das Begasen der Probe mit Argon und die automatische Zugabe von 10%igem SnCl_2 speziell eingerichtet ist. SnCl_2 ist ein sehr starkes Reduktionsmittel für Quecksilber. Während der ca. 6 minutigen Reduktion in der Lösung wurde das frei gewordene Hg mit Hilfe von gasförmigem Argon durch einen Silikonschlauch über das Trocknungsmittel MgClO_4 geleitet und danach an Goldabsorberwolle gesammelt. Nach diesem Vorgang wurde die Goldwolle elektrisch schnell erhitzt und somit Hg atomisiert. Währenddessen wurde die Hg-Menge spektralphotometrisch mit Hilfe des AAS-Gerätes gemessen. Die Hg-Konzentration im Gewebe wurde dann nach der folgenden Formel berechnet:

$$Q = \frac{CD}{EP}$$

Dabei sind:

Q: Quecksilberkonzentration im Gewebe ($\mu\text{g g}^{-1}$ Trockengewicht)

C: Quecksilbergehalt der eingespritzten Probe (μg), abgelesen von der Eichkurve

D: Gesamtvolumen der aufgefüllten Probe (ml)

E: Einwaage der Teilprobe (mg)

P: eingespritztes Volumen der Probe (ml)

Die Kaltdampftechnik, die für die Hg-Bestimmung angewandt wurde, hat eine Nachweisgrenze von um 1 ng Hg. Die vorherige Anreicherung von Hg an Goldabsorber ist mit einer Steigerung der Empfindlichkeit um mehr als eine Größenordnung verbunden (WELZ, 1992).

Damit entsprechen die angewandten Analysemethoden sowohl bei Hg als auch bei Zn, Cu und Cd den Anforderungen der modernen Ultraspurenanalyse. Alle Metallgehalte, die sich auf die vorliegende Arbeit beziehen, sind auf Trockengewichtsbasis angegeben.

2.6. Behandlung der Gefäße, verwendete Reagenzien und Verbrauchsmaterialien

Gefäße, die bei der Schwermetallanalyse eingesetzt wurden, mußten zur Vermeidung möglicher Kontaminationsgefahren mehreren Reinigungsstufen unterworfen werden: Sie wurden bis zu einem Tag in Seifenlösung (ca. 3%ige Mucosol-Lösung) gelagert, danach mit einer Bürste gereinigt und gespült, in mit Aqua dest verdünnter Säure drei Tage gebadet (HCl oder HNO_3) oder kurz auf einer Heizplatte gekocht. Danach wurden sie mit Aqua bidest mehrmals gespült und anschließend im Trockenschrank oder in einer Cleanbench getrocknet. Bei der

Reinigung der Gefäße und Schwermetallanalyse wurden folgende Reagenzien verwendet:

Reinigung

Mucosol-Allesreiniger Art. 9192501

Salpetersäure HNO_3 65% zur Analyse MERCK Art. 456

Salzsäure HCl 30% zur Analyse MERCK

Aufschluß

Salpetersäure HNO_3 65% suprapur, MERCK Art. 441

Perchlorsäure HClO_4 70% suprapur, MERCK Art. 517

Schwefelsäure H_2SO_4 96% suprapur, MERCK Art. 714

Salzsäure HCl 30% suprapur, MERCK Art. 318

Messung

Titrisol Cadmium-Standardlösung

1.000 g \pm 0.002 g Cd (CdCl_2 in Wasser) MERCK Art. 9960

Titrisol Quecksilber-Standardlösung

1.000 g \pm 0.002 g Hg ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ in verd. HNO_3) MERCK Art. 9916

Titrisol Kupfer-Standardlösung

1.000 g \pm 0.002 g Cu MERCK

Titrisol Zink-Standardlösung

1.000 g \pm 0.002 g Zn (ZnCl_2 in verd. HCl) MERCK

L(+)-Ascorbinsäure zur Analyse Art. 127

Zinn(II)Chlorid-Dihydrat Art. 7815

Magnesiumperchlorat-Hydrat Art. 5874

Weiterhin wurden Rollrandgläser, Eppendorf-Pipettenspitzen (gelb und blau), Finnpiptettenspitzen, Quarzröhrchen und -gläser, Teflonbecher, Sezierbesteck (Scheren, Pinzetten und Skalpelle) aus VDA-Stahl und Plastikpinzetten verwendet.

2.7. Kontrolle der Analysen

Die Wiederfindungsrate bei den Analysen wurde durch Verwendung von Referenzmaterialien, deren Metallgehalte bekannt sind und die vom "Canadian Research Council" bezogen wurden, kontrolliert. Für Muskelproben wurde als Referenzmaterial DORM-1 (Katzenhaimuskel) und für Leber- und Nierenproben DOLT-1 (Katzenhaileber) genommen. Bei jedem Aufschluß wurde das Referenzmaterial mit aufgeschlossen. Tab. 5 zeigt die Wiederfindungsraten der untersuchten Metalle in Bezug auf die errechneten Mittelwerte. Alle Mittelwerte

bewegen sich im Sollwertbereich. Um Kontaminationen auszuschließen, wurden ebenfalls bei jeder Aufschlußreihe Reagenzien ohne Probe (Blindprobe) mit aufgeschlossen. Die Blindwerte lagen meist unter der Nachweisgrenze. Nur die Blindwerte von Zn lagen höher, jedoch unter 5 % der gemessenen Probenkonzentrationen.

Tab. 5 Wiederfindungsraten der untersuchten Metalle im Bezug auf die errechneten Mittelwerte

Element	Sollwert	Eigene Messung	Wiederfindungsrate (%)
Hg (DORM-1)	0.798 \pm 0.074	0.774 \pm 0.098 n=63	97
Cd (DOLT-1)	4.18 \pm 0.28	4.14 \pm 0.53 n=75	99.1
Cu (DOLT-1)	20.8 \pm 1.2	19.8 \pm 2.2 n=75	95.2
Zn (DOLT-1)	92.5 \pm 2.3	88.4 \pm 11 n=70	95.6

2.8. Statistische Behandlung der Daten

Die Darstellung der Daten erfolgt meistens durch den arithmetischen Mittelwert und die Standardabweichung.

Bei der Überprüfung auf Signifikanz werden parameterfreie und parametrische Verfahren angewandt. Die parameterfreien Verfahren werden meist bei kleineren Datenmengen mit ungleicher Anzahl von Proben und nicht normalverteilten Daten verwendet. Bei zwei Gruppen wird der U-Test angewandt. Bei mehr als zwei Gruppen wird die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse durchgeführt. Im Falle, daß es einen signifikanten Unterschied gibt, wird mit Hilfe des U-Tests oder des Vorzeichentests festgestellt, welche Gruppen sich voneinander unterscheiden.

Für die Anwendung parametrischer Analysen wie die einfache Varianzanalyse oder Kovarianzanalyse mußten die Daten zunächst vorbereitet werden. Da nicht von jeder Station die gleiche Anzahl von Fischproben zur Verfügung stand, mußten die Daten zuerst balanciert werden. Das Balancieren erfolgt nach einer Zufallszahlentabelle (SACHS, 1993). Danach werden die Daten auf Normalverteilung (Lillifors-Test) und Homogenität der Varianzen getestet. Im Falle,

daß diese Voraussetzungen nicht erfüllt sind, werden die Daten transformiert, so daß die Voraussetzungen erfüllt sind. Es werden u.a. logarithmische, Quadratwurzel- und reziproke Transformationen angewandt. Die Voraussetzung der Zufallsproben ist jedoch nicht ganz erfüllt, da der Fang nur an bestimmten Bereichen entlang der Küste vorgenommen werden konnte. Schließlich wird zwischen einer einfachen Varianz- (ANOVA) und einer Kovarianzanalyse (ANCOVA) entschieden. ANOVA wird dort verwendet, wo die Wachstumsparameter keinen besonderen Einfluß auf die Metallanreicherung haben. In anderen Fällen, d.h. wo die Wachstumsparameter eine wichtige Rolle bei der Metallakkumulation spielen, wird eine ANCOVA durchgeführt. Eine zusätzliche Voraussetzung dafür ist die Homogenität der Geraden, die vor jeder ANCOVA überprüft wird. Somit konnte der Hintergrundfehler, der von unterschiedlichen Größen der Fischproben in verschiedenen Gruppen herrührt, ausgeschlossen werden. Bei ANCOVA werden die Ergebnisse nicht mit den errechneten Mittelwerten, sondern mit den angepaßten Mittelwerten dargestellt.

Weist die Varianzanalyse auf einen signifikanten Unterschied in den Mittelwerten hin, wird zur Feststellung der Differenz zwischen den einzelnen Gruppen der Tukey-Test angewandt. Tukey-Test-Ergebnisse werden in Form einer Tabelle der homogenen Gruppen dargestellt. Bei den Korrelationsanalysen kommt hauptsächlich die Pearson-Korrelation zur Anwendung, sofern die Daten normal verteilt sind.

Generell werden nur signifikante Ergebnisse in Form einer Tabelle oder Abbildung dargestellt. Alle Signifikanzniveaus sind auf den Vertrauensbereich von 95% ($p < 0.05$) bezogen. Nicht signifikante Ergebnisse werden, falls nötig, im Text erwähnt. Die Rohdaten sind im Anhang aufgelistet.

Falls die Datensätze oder Teile von Modelldaten mehr als einem Signifikanztest unterzogen werden, wurde auf das Signifikanzniveau die Bonferroni-Korrektur angewandt.

Für die statistische Analyse standen Statgrafic- und Sysstat-Pakete mit PC zur Verfügung.

3. ERGEBNISSE

Der Ergebnisteil ist in zwei Abschnitten gegliedert. Im ersten Abschnitt werden die Ergebnisse einzelner Fischarten getrennt behandelt. Am Anfang jedes Unterabschnitts werden die Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle für die jeweilige Fischart unabhängig von der Fischgröße bzw. vom -gewicht, von der Station und vom Beprobungszeitpunkt zusammengefaßt. Hier wird auch auf wesentliche Abhängigkeiten der Metallgehalte vom Fischgewicht und vom Geschlecht eingegangen. Erst danach werden die Ergebnisse für jede Fischart nach den Metallen sortiert: Hg, Cd, Zn und Cu. Unter jedem einzelnen Metall werden die Metallgehalte von den Stationen, ihre jahreszeitliche Schwankung -falls vorhanden- und schließlich Vergleiche von Metallkonzentrationen zwischen den Organen der jeweiligen Fischart dargestellt.

Im zweiten Ergebnisabschnitt werden Metallgehalte zwischen den untersuchten Fischarten verglichen. Dieser Abschnitt ist nach den Metallen sortiert: Hg, Cd, Zn und Cu.

3.1. Metalle in den untersuchten Fischarten

3.1.1. Kliesche

Die Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle von der Kliesche sind unabhängig von der Fischgröße bzw. vom -gewicht, von der Station und vom Beprobungszeitpunkt in Tab. 6 zusammengefaßt. Hier sind die Anzahl der Proben (n), das Minimum, das Maximum, der Mittelwert und seine Standardabweichung sowie der Median angegeben.

Tab. 6 Die Zusammenfassung der Gesamtergebnisse aller gemessenen Metallgehalte in der Kliesche (1992/93). n=Anzahl von Proben. Alle Metallangaben beziehen sich auf $\mu\text{g/g}$ TG.

		n	Min.	Max.	Mittel	Stdabw.	Median
Cu	Leber	521	1.5	96.1	20.5	15.6	15.8
	Niere	508	1	16.4	5.1	1.33	4.9
	Muskel	38	0.44	2.13	0.97	0.45	0.75
Cd	Leber	521	0.06	2.4	0.44	0.27	0.38
	Niere	506	0.05	1.92	0.25	0.15	0.22
	Muskel	39	0.001	0.007	0.003	0.002	0.002
Zn	Leber	499	27	267	105	44	102
	Niere	494	53	227	129	26	129
	Muskel	38	12	36.6	21.7	6.8	19.2
Hg	Leber	46	0.031	0.18	0.086	0.029	0.079
	Muskel	283	0.03	0.98	0.165	0.109	0.14
	Niere	8	0.121	0.239	0.169	0.039	0.162
Fischlänge(cm)		542	13.5	39	23.4	4	23
Fischgewicht (g)		542	20	523	154	84.6	135
Fischalter (jahr)		533	2	7	3.3	0.63	3

Abbildung 3 zeigt die Gewichts- und Längenbeziehung der gesamten untersuchten Klieschenproben. Die Steigung ist hoch signifikant unterschiedlich vom Null ($r=0.967$, $n=542$, $p<0.0005$).

Die Hg-Konzentrationen im Klieschenmuskel zeigen bei allen Stationen eine positive Korrelation mit zunehmendem Fischgewicht. Dies geht aus den Kovarianzanalysen in Tab. 8 und 9 hervor. Als Beispiel sind die Hg-Ergebnisse von der Station Süderfahrt (21.10.1992) in Abb. 4 dargestellt. Die Steigung ist hoch signifikant unterschiedlich vom Null ($r=0.64$, $n=19$, $p<0.0005$).

Die Cd-Konzentrationen der Klieschenniere und der Klieschenleber von der selben Fangstation ergeben ebenfalls positive Korrelationen mit dem Fischgewicht (Niere: $r=0.74$, $n=40$, $p<0.0005$, Abb. 5; Leber: $r=0.62$, $n=41$, $p<0.0005$, Abb. 6). Bei dem Cd-Gehalt der Leber gilt dies jedoch nicht allgemein. Das Auftrennen der Leberproben der Kliesche in Weibchen und Männchen von der Süderfahrt (28.4.1993) ergibt für das Weibchen immer noch eine signifikante positive Korrelation mit dem Fischgewicht ($r=0.49$, $n=30$, $p<0.01$, Abb. 7). Im Gegensatz

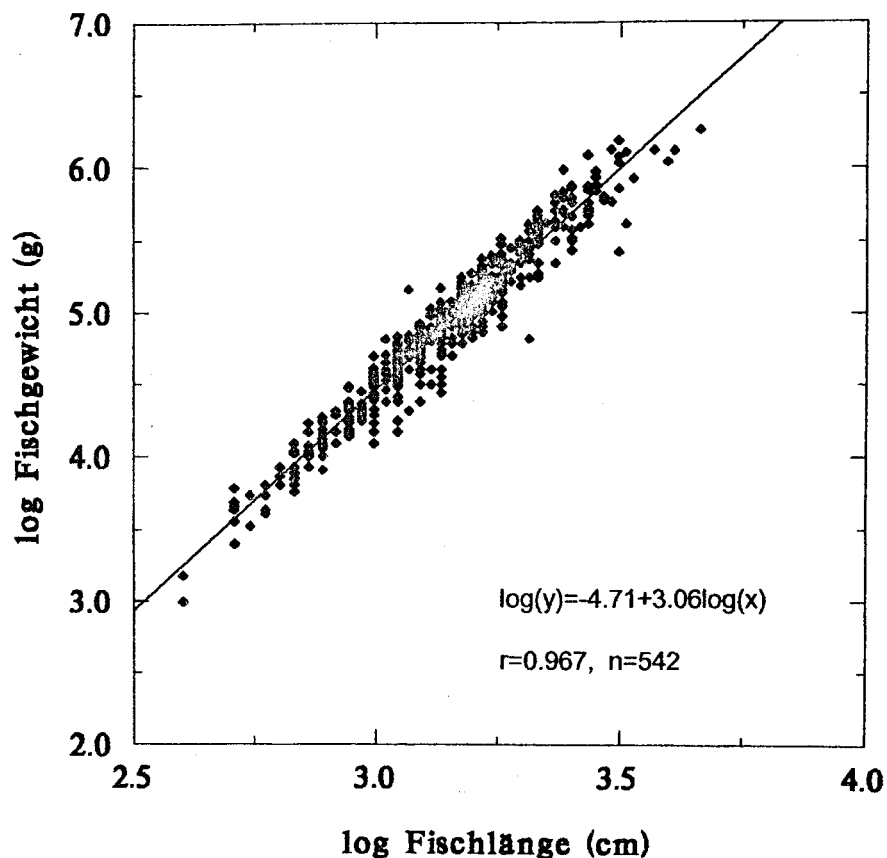


Abb. 3 Die Beziehung zwischen Gewicht- und Länge der untersuchten Klieschen. Die Daten sind log transformiert.

dazu zeigt die Kurve für das Männchen einen negativen Verlauf ($r=0.654$, $n=17$, $p<0.005$, Abb. 7). Die Prüfung der beiden Kurven auf Homogenität ergibt, daß sie nicht homogen sind, d.h. sich signifikant voneinander unterscheiden ($p<0.0005$). Bei dem Cd-Gehalt der Niere bestätigt die Kovarianzanalyse eine positive Abhängigkeit vom Fischgewicht (Tab. 11). Die Cu-Konzentrationen in der Klieschenleber zeigen auch eine schwache Abhängigkeit vom Fischgewicht ($\log(y)=0.45+0.42\log(x)$, $r=0.5$, $n=41$, $p<0.005$). Dies geht auch aus der Kovarianzanalyse in Tab. 16 und 18 für alle Stationen hervor. Die Prüfung nach Unterschieden in der Anreicherung zwischen den Weibchen und den Männchen konnte nicht überall durchgeführt werden, da die Fangstationen meistens keine genügende Anzahl geeigneter Proben von beiden Geschlechtern aufwiesen, um eine Regressionsanalyse durchzuführen.

Eine ausreichende Probenanzahl von beiden Geschlechtern war aber in einigen Stationen für den Vergleich der Metallkonzentrationen zwischen den Weibchen und den Männchen vorhanden. Tab. 7 gibt die Vergleiche von Cu-, Cd- und Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber bei den Weibchen und den Männchen von den Fangstationen Süderfahrt (18.02.92 und 28.04.93), "Nördlich Rügen" und Schleimünde wieder. Die Tiere gehören der Altersklasse 3 an. Die Weibchen weisen höhere Cu-Konzentrationen als die Männchen auf. Der zweiseitige U-Test

ergibt folgende Signifikanzniveaus: für die Stationen Süderfahrt (18.02.92 und 28.04.93) $p < 0.01$ und $p < 0.0005$ jeweils, und für die Station Schleimünde $p < 0.05$. Für die Station "Nördlich Rügen" sind die Unterschiede nicht signifikant (U-Test, zweiseitig, $0.05 < p < 0.1$). Bei Cd weisen die Männchen höhere Konzentrationen als die Weibchen auf. Der zweiseitige U-Test ergibt folgende Signifikanzniveaus: für die Station Süderfahrt (28.04.93) $p < 0.0005$, für die Station "Nördlich Rügen" $p < 0.01$, für die Station Schleimünde $p < 0.0005$. Für die Station Süderfahrt (18.02.92) sind die Unterschiede nicht signifikant (U-Test, zweiseitig, $0.05 < p < 0.1$). Die Zn-Ergebnisse sind den Cu-Ergebnissen ähnlich. Bei den Weibchen sind die Zn-Konzentrationen höher als bei den Männchen. Der zweiseitige U-Test ergibt folgende Signifikanzniveaus: für die Station Süderfahrt (18.02.92 und 28.04.93) $p < 0.05$ jeweils, für die Station "Nördlich Rügen" $p < 0.0005$ und für die Station Schleimünde $p < 0.05$. Ähnliche Untersuchung an den Nieren der selben Kliesenproben ergibt keine eindeutigen Unterschiede zwischen den Weibchen und den Männchen in der Metallakkumulation. Nur bei Zink liegen Unterschiede vor. In den Stationen "Nördlich Rügen", Schleimünde und Süderfahrt sind die Zn-Konzentrationen bei den Weibchen signifikant niedriger als bei den Männchen (U-Test, zweiseitig, $p < 0.04$, $p < 0.006$ bzw. $p < 0.013$).

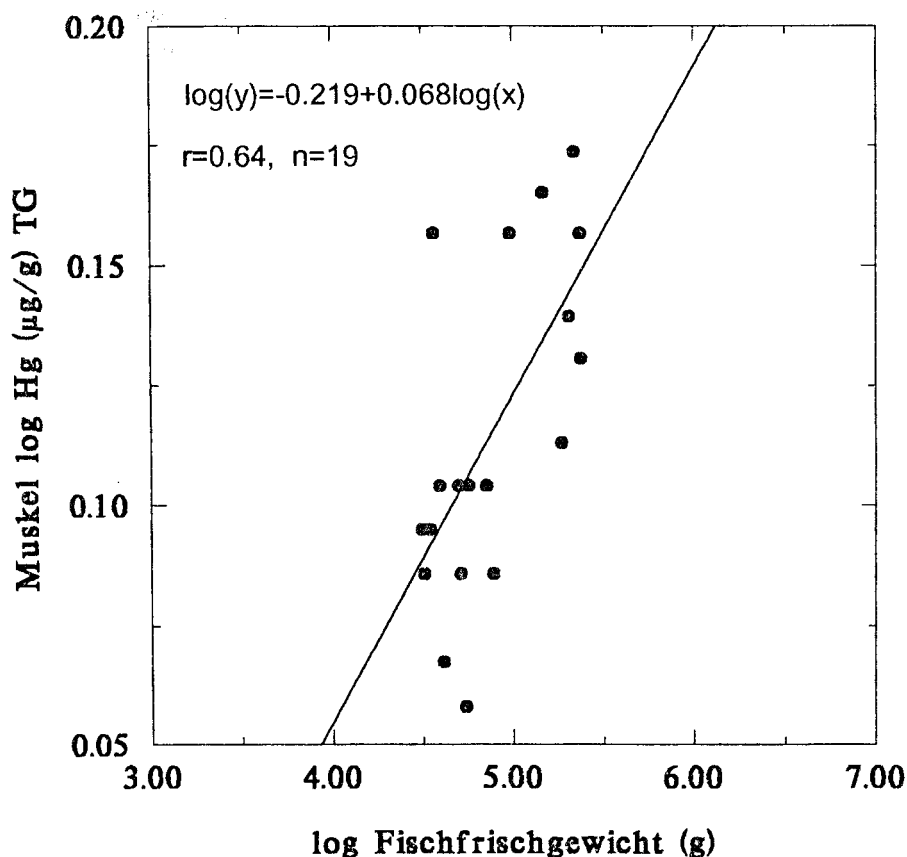


Abb. 4 Die Beziehung zwischen der Hg-Konzentration ($\log + 1$) in der Kliesenmuskulatur und dem Fischfrischgewicht von der Fangstation Süderfahrt (21.10.1992) ($p < 0.005$).

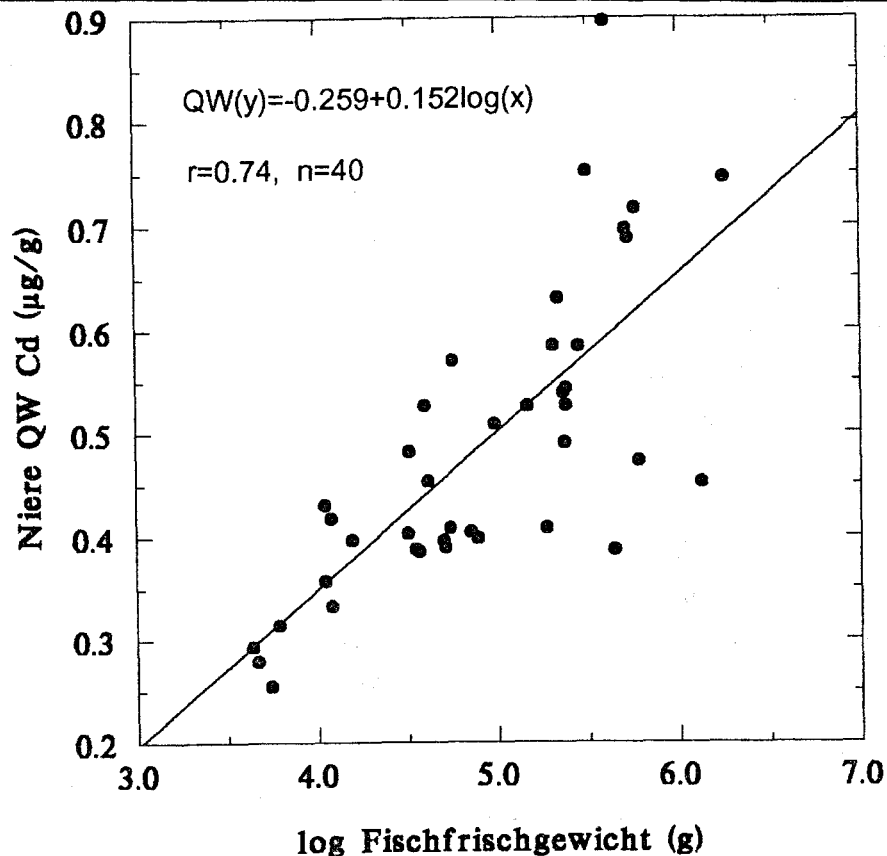


Abb. 5 Die Beziehung zwischen Cd-Konzentration (QW: Quadratwurzel-transformiert) in der Klieschenniere und dem Fischfrischgewicht von der Fangstation Süderfahrt (21.10.1992) ($p < 0.0005$).

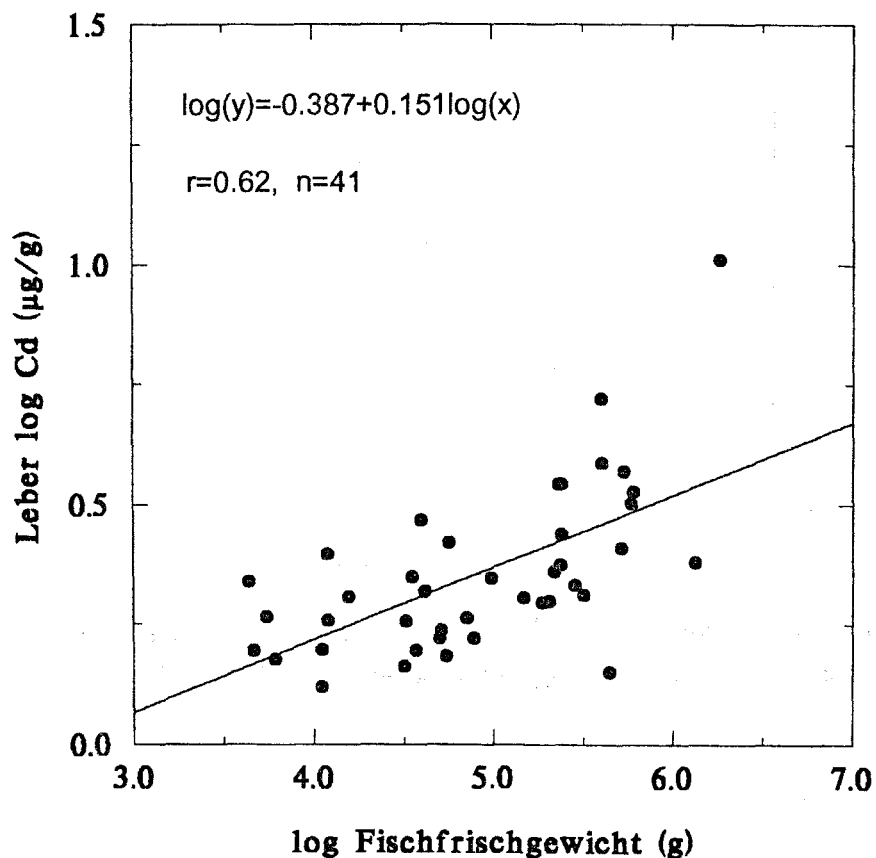


Abb. 6 Die Beziehung zwischen der Cd-Konzentration in der Klieschenleber (log+1) und dem Fischfrischgewicht von der Fangstation Süderfahrt (21.10.1992) ($p < 0.0005$).

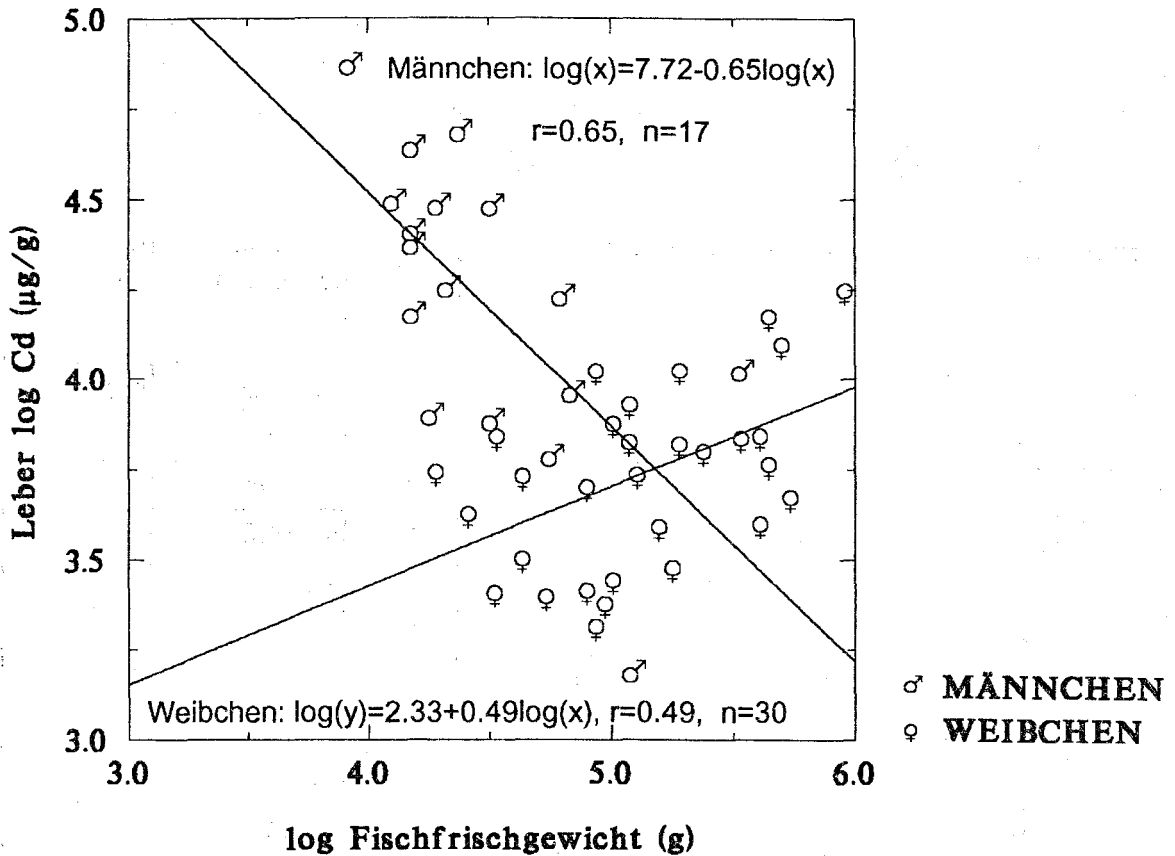


Abb. 7 Die Beziehung zwischen Cd-Konzentration der Kliesenleber und dem Fischfrischgewicht bei Weibchen ($y=2.33+0.489x, r=0.49, n=30, p<0.01$) und Männchen ($y=7.72-0.65x, r=0.65, n=17, p<0.005$) von der Fangstation Süderfahrt (28.04.1993). Beide Daten sind log transformiert. Die Cd-Daten sind mit 100 multipliziert.

Beim Vergleich der Metallkonzentrationen in Fischen von verschiedenen Stationen und von verschiedenen Jahreszeiten konnten die Geschlechtsunterschiede nicht berücksichtigt werden, da die Geschlechtsbestimmung nicht überall erfolgt war. Bei der Herstellung des balancierten Design wurden die Daten nach einer Zufallstabelle herausgenommen, ohne auf das Geschlecht zu achten. Die Stationen, die weniger als den angegebenen Stichprobenumfang aufweisen, wurden weggelassen (Vergleiche Tab. 1). Bei der Kliesche von der Station SF wurden im Gegensatz zu den anderen Stationen, die einmal beprobt wurden, vier weitere Male mit einem Abstand von ca. 10 Wochen Fischproben genommen. Die Fangzeiten sind 21.10.92, 10.02.93, 28.04.93 und 01.07.93. Sie sollten grob die jahreszeitlichen Schwankungen wiedergeben, falls es überhaupt welche gibt.

Tab. 7 Vergleich der Cu-, Cd- und Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber (Altersklasse 3) bei den Weibchen (w) und den Männchen (m) von den Stationen Süderfahrt (SF), "Nördlich Rügen" (NR) und Schleimünde (SM). n=Anzahl der Stichproben.

Station	Metall	Metallkonzentration (µg/g)				U-Test, zweiseitig	Bonf. Sign.*
		w	n	m	n		
SF 18.2.92	Cu	21±13	30	14.6±7.7	34	<0.01	*
	Cd	0.41±0.16	30	0.53±0.26	33	0.05<p<0.1	n.s.
	Zn	137±38	30	112±39	34	<0.05	*
SF 28.4.93	Cu	33.4±11.8	18	20.3±14.3	15	<0.005	**
	Cd	0.38±0.09	18	0.77±0.24	15	<0.0005	***
	Zn	138±46	18	103±23	15	<0.05	*
NR	Cu	26.9±15	52	20.6±15.1	18	0.05<p<0.1	n.s.
	Cd	0.36±0.16	53	0.54±0.27	18	<0.01	*
	Zn	139±46	50	91±39	16	<0.0005	**
SM	Cu	30.6±18	21	15±8.8	15	<0.05	*
	Cd	0.35±0.13	21	0.65±0.13	10	<0.0005	***
	Zn	126±11.4	19	110±19	8	<0.05	n.s.

* Bonferroni-korrigierte Signifikanz

Quecksilber

Quecksilber wurde hauptsächlich im Muskel der Klieschen gemessen. In Tab. 8 sind die Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) für die Hg-Konzentration des Klieschenmuskels von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) zusammengefaßt. Es gibt signifikant unterschiedliche Hg-Konzentration in den Fischen der angegebenen Stationen. Dieser Unterschied rührt nicht nur von dem Fischgewicht her, das hier hoch signifikant ist ($p<0.0005$), sondern es besteht eine tatsächliche Signifikanz unabhängig davon ($p<0.005$). An die Tab. 8 ist der Tukey-Test angeschlossen. Hier sind die homogenen Gruppen auf einem Vertrauensniveau von 95% wiedergegeben (Gruppen, die übereinander in der gleichen Säule stehen, sind homogen). Bei der Kovarianzanalyse wurden für die Schwermetallkonzentrationen der jeweiligen Fangstationen angepaßte Mittelwerte errechnet, die die Variabilität der Metallkonzentrationen infolge der unterschiedlichen Gewichte der Fische ausschließen. Abb. 8 stellt diese Mittelwerte dar. Die angepaßten Mittelwerte liegen zwischen 0.1-0.18 µg Hg/g TG.

In der Abbildung kann man deutlich erkennen, daß die Stationen SM und NR die höchsten Hg-Konzentrationen aufweisen, während DM die niedrigste Konzentration aufweist.

Tab. 8 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Hg-Konzentrationen im Muskel der Klieschen aus den Fangstationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=14$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	5	.009	4.728	.001	**
Fischgewicht	1	.037	18.7	.000 [#]	***
Fehler	77	.002			

[#] Drei Stellen hinter dem Komma wurden berücksichtigt, die Zahl entspricht in diesem Fall <0.0005

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen		
DM	X		
KF	X		
SF	X	X	
ÖF		X	X
SM		X	X
NR			X

Wegen der Fischgrößen- bzw. Fischgewichtsabhängigkeit der Hg-Konzentration wurde zur Prüfung der Variabilität der Konzentrationen zwischen den vier Beprobungszeitpunkten die ANCOVA angewandt (Tab. 9). Die Hg-Konzentrationen zeigen in Bezug auf den Zeitpunkt ($p<0.01$) und auf das Fischgewicht ($p<0.005$) signifikante Unterschiede. An der Tab. 9 sind noch die homogenen Gruppen angeschlossen. Die angepaßten Mittelwerte der vier Gruppen sind in Abb. 9 dargestellt. Sie bewegen sich zwischen $0.12 - 0.19 \mu\text{g Hg/g TG}$. Die niedrigste Hg-Konzentration ist im Oktober. Im Februar steigt sie etwas, im April wird sie am höchsten, um im Juli wieder leicht zu fallen.

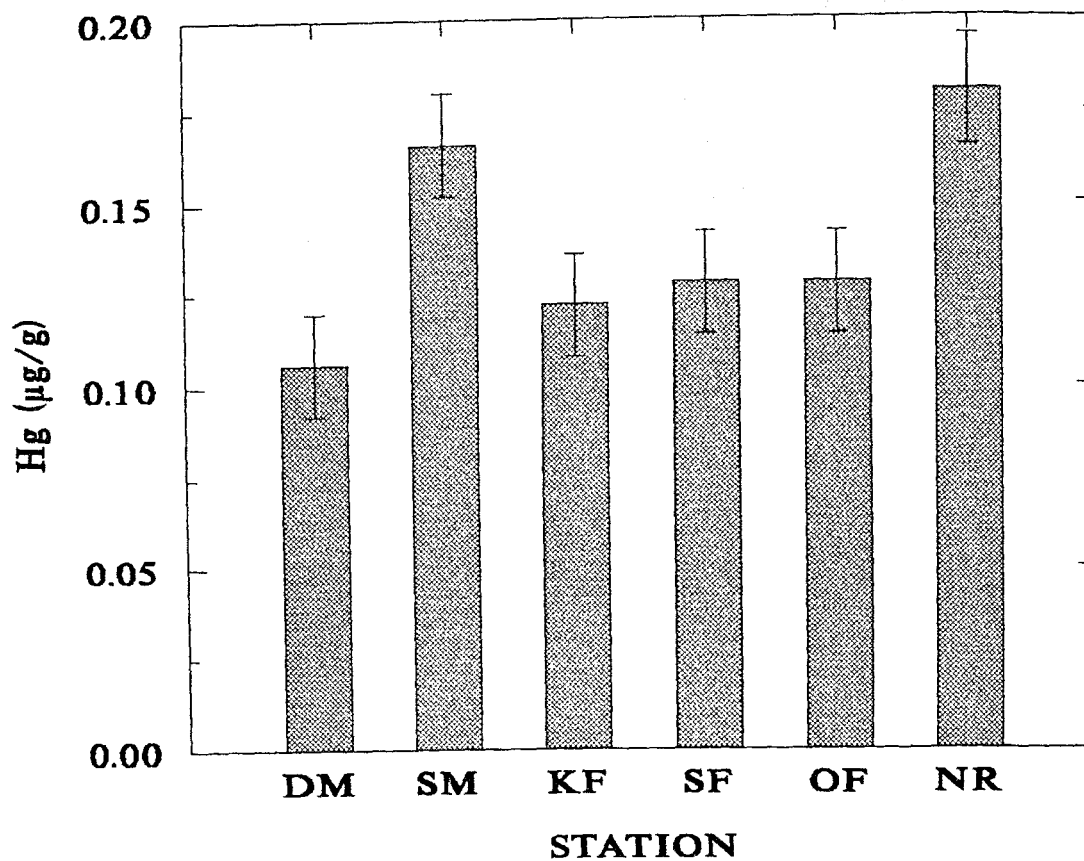


Abb. 8 Vergleich der angepassten Mittelwerte und Standardfehler der Hg-Konzentrationen im Klieschenmuskel von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=14$.

Tab. 9 ANCOVA und Tukey-Test : Vergleich der Hg-Konzentrationen im Muskel der Kliesche von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=18$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Zeitpunkt	3	.013	4.542	.006	**
Fischgewicht	1	.037	13.28	.001	**
Fehler	67	.003			

Tukey-Test (95% VB):

Zeitpunkt	homogene Gruppen
21.10.92	X
18.02.93	X X
01.07.93	X
28.04.93	X

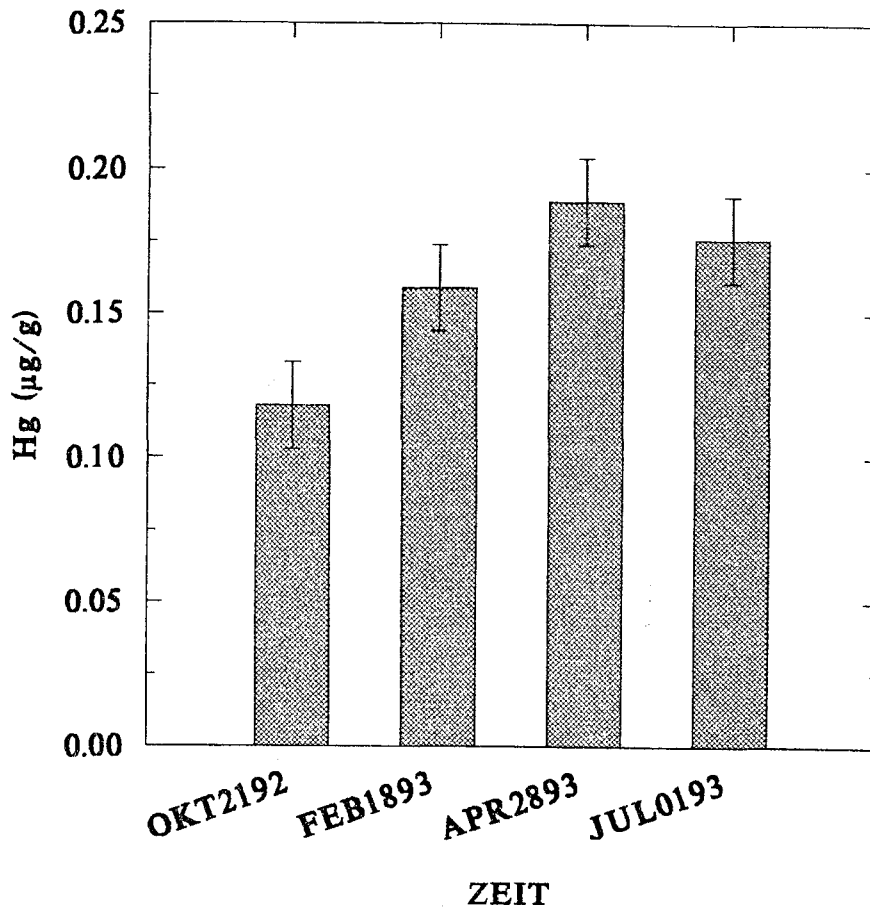


Abb. 9 Die angepassten Mittelwerte und Standardfehler der Hg-Konzentrationen des Klieschenmuskels von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=18$.

Die Hg-Konzentrationen wurden auch in der Leber und der Niere gemessen, um einen Vergleich mit dem Filet der Kliesche zu ermöglichen. Wegen der geringeren Materialmenge bei der Niere, wurden hier Mischproben aus bis zu 4 Individuen hergestellt. Abb. 10 zeigt die Hg-Konzentrationen der Kliesche in verschiedenen Organen. Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt bei den Proben der Station NR einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den Organen (Kruskal-Wallis-Statistik_{2,57}=19.4, $p<0.0005$). Der zweiseitige U-Test macht deutlich, daß sich die Hg-Konzentration der Leber von der des Muskels und der Niere unterscheidet, während es zwischen dem Muskel und der Niere in der Hg-Konzentration keinen signifikanten Unterschied gibt. Bei der Station NR konnte ebenfalls zwischen den Hg-Konzentrationen der Klieschenleber und der Klieschenniere ein hoch signifikanter Unterschied festgestellt werden (U-Test, zweiseitig, $F_{1,30}=18.3$, $p<0.0005$). In beiden Stationen hat die Leber die geringste Hg-Konzentration (ca. $0.075 \mu\text{g Hg/g TG}$), während die Werte im Muskel und in der Niere etwa doppelt so hoch sind (ca. $0.15 \mu\text{g Hg/g TG}$).

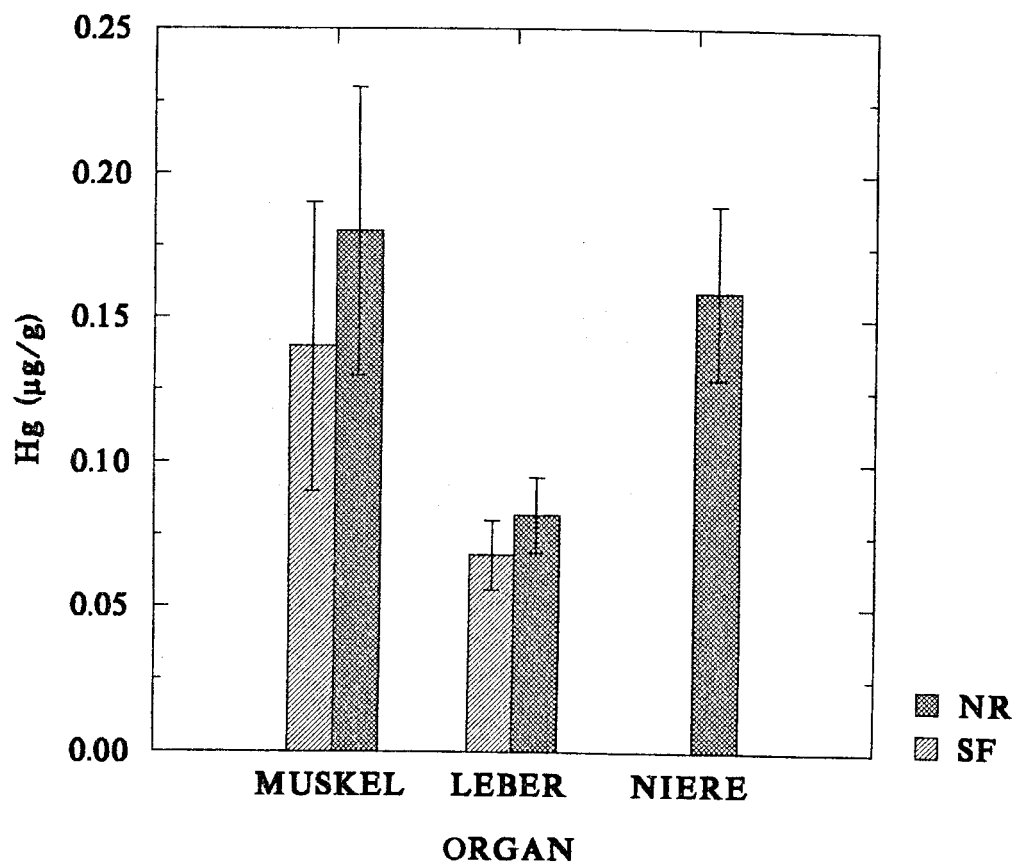


Abb. 10 Vergleich der mittleren Hg-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Kliesche von der Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) (n = 18, 14) und "Nördlich Rügen" (NR) (n = 22, 9, 8). Angaben mit Standardabweichung.

Cadmium

Cd wurde in der Leber und der Niere der Klieschenproben gemessen. Tab. 10 zeigt einen signifikanten Unterschied der Cd-Konzentrationen in der Klieschenleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) hin ($p < 0.01$). Anschließende Tukey-Test-Ergebnisse zeigen, welche Stichprobengruppen sich voneinander unterscheiden. Hier konnte keine Kovarianzanalyse durchgeführt werden, weil der Test für die Parallelität der Geraden negativ ausgefallen ist. Abb. 11 gibt die Mittelwerte der Cd-Konzentrationen der Klieschenleber von den angegebenen Stationen mit Standardfehlern wieder. Die Mittelwerte liegen zwischen 0.25-0.5 µg Cd/g TG. Dabei weisen die Stationen SF und NR die höchsten und KF und OF die niedrigsten Cd-Konzentrationen auf.

Die Cd-Konzentrationen der Klieschenniere weisen ebenfalls zwischen den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) einen signifikanten Unterschied auf. Dieses Ergebnis ist in Form von ANCOVA und eines anschließenden Tukey-Tests mit den homogenen Gruppen in Tab. 11 dargestellt. Die Homogenität der Geraden konnte jedoch nur bei 99%-Niveau akzeptiert werden. Unabhängig von der Variabilität der Metallkonzentrationen, die von der unterschiedlichen Fischgröße herrührt ($p < 0.0005$), gibt es einen signifikanten Unterschied zwischen den untersuchten Stationen ($p < 0.005$). In Abb. 12 sind die angepaßten Mittelwerte dieser Stationen dargestellt. Sie liegen zwischen 0.2-0.3 $\mu\text{g Cd/g TG}$. Die Abbildung zeigt ein ähnliches Muster wie bei der Abb. 11 für die Cd-Konzentrationen der Leber. Die Stationen SF, DM und NR haben die höchsten, während die Stationen äußere KF und OF die niedrigsten Cd-Konzentrationen haben.

Tab. 10 ANOVA und Tukey-Test : Vergleich der Cd-Konzentrationen in der Klieschenleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=20$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	6	.06	2.967	.009	**
Fehler	133	.02			

Tukey-Test (95%VB):

Station homogene Gruppen

KF	X		
ÖF	X	X	
WF	X	X	X
SM		X	X
NR		X	X
SF			X
DM			X

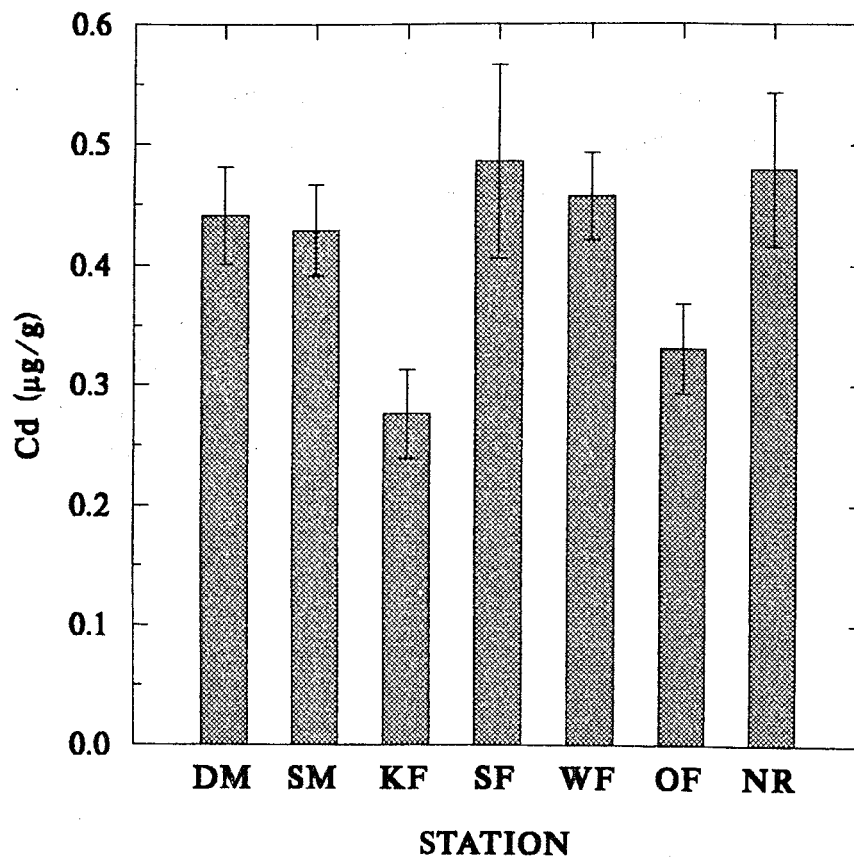


Abb. 11 Mittelwerte und Standardfehler der Cd-Konzentrationen der Klieschenleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) mit ihren Standardfehlern. Die Daten sind balanciert mit $n=20$.

Sowohl die Cd-Konzentrationen der Leber (ANOVA: $F_{3,128}=2.104$; $p>0.1$) als auch die Cd-Konzentrationen der Niere (ANOVA: $F_{3,128}=1.28$; $p>0.1$) weisen keinen signifikanten Unterschied zwischen den vier Beprobungszeitpunkten auf.

Die Cd-Konzentrationen in den Kliescheorganen scheinen sich wie folgt zu variieren: Muskel < Niere < Leber (Abb. 13). Der Kruskal-Wallis-Test und der anschließende U-Test bestätigt dies in Bezug auf Süderfahrt vollkommen (Kruskal-Wallis-Statistik_{2,47}=38.2, $p<0.0005$). Das Alter bzw. die Größe der Fische wurde nicht berücksichtigt. Die gleiche Varianzanalyse für die Station OF betätigt ebenfalls einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den Organen (Kruskal-Wallis-Statistik_{2,56}=36.2, $p<0.0005$). Der U-Test zeigt aber, daß ein Unterschied nur zwischen den Muskelwerten, die nahe Null liegen, und denen der anderen Organe (Leber und Niere) besteht. Zwischen der Cd-Konzentration der Leber und der Niere gibt es keinen signifikanten Unterschied. Bei Station OF wurden nur Fische der Altersklasse 3 genommen.

Tab. 11 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cd-Konzentrationen in der Klieschenniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=20$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	6	.023	3.72	.002	**
Fischgewicht	1	.167	27.152	.000	***
Fehler	132	.006			

Tukey-Test (95% VB):

Station homogene Gruppen

KF	X		
ÖF	X		
SM	X	X	
WF	X	X	X
SF		X	X
NR			X
DM			X

Zink

Tabelle 12 gibt die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) wieder. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p<0.0005$). Das Fischgewicht trägt zur Variabilität der Zn-Konzentration nicht bei ($p>0.1$). In Abb. 14 sind die Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigsten Zn-Konzentrationen weisen die Stationen OF und DM (um $40 \mu\text{g/g TG}$), die mittleren Konzentrationen die Stationen KF, WF und SF (um $80 \mu\text{g/g TG}$) und die höchsten Konzentrationen die Stationen SM und NR ($130\text{-}140 \mu\text{g/g TG}$) auf.

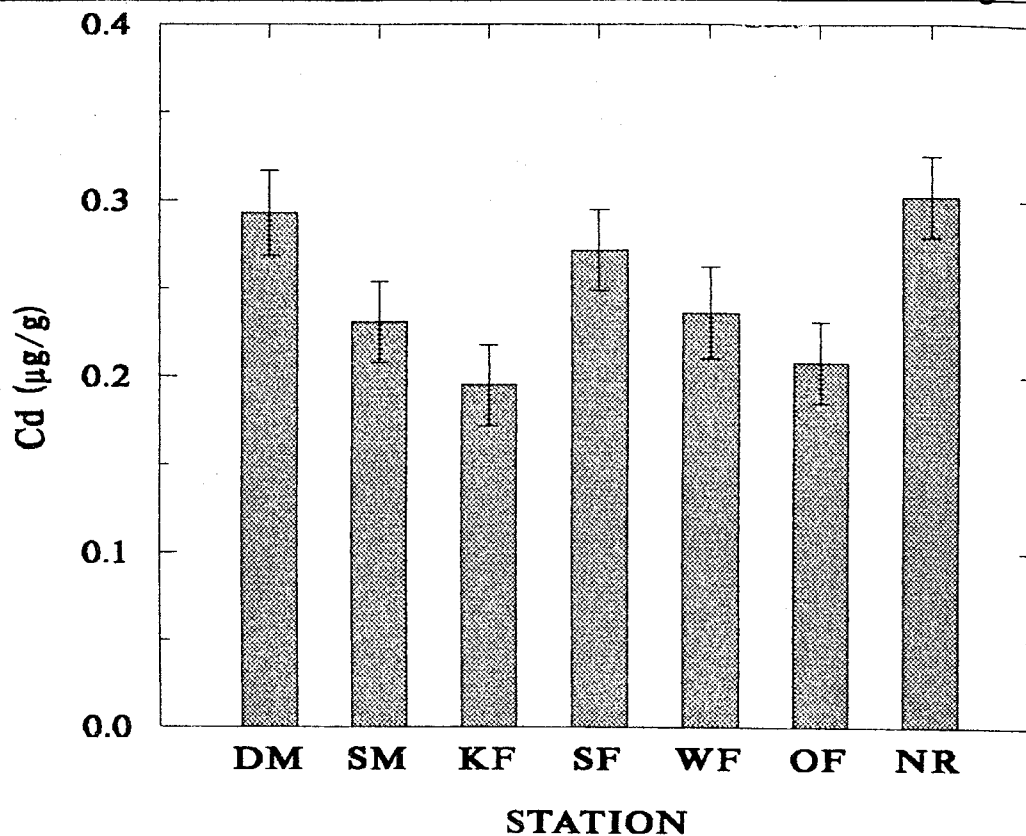


Abb. 12 Die angepassten Mittelwerte und Standardfehler der Cd-Konzentrationen der Klieschenniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=20$.

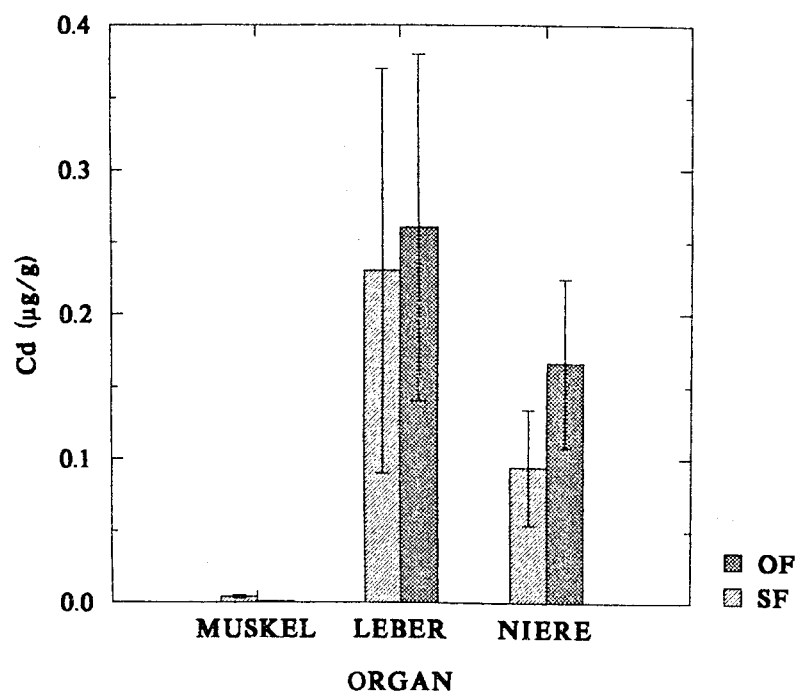


Abb. 13 Vergleich der mittleren Cd-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Kliesche von den Stationen Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n=18,18,14$) und "Östlich Fehmarn" (OF) ($n=15,26,18$). Angaben mit Standardabweichung.

Tab. 12 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber von den verschiedenen Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=20$. An den log transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	6	3.023	49.56	.000	***
Fischgewicht	1	.142	2.324	.13	n.s.
Fehler	132	.061			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen	
ÖF	X	
DM	X	
KF	X	
WF	X	X
SF		X
SM		X
NR		X

In Tab. 13 sind die Ergebnisse der ANOVA mit anschließend homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Klieschenniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) dargestellt. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p<0.0005$). In Abb. 15 sind die Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Klieschenniere aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die Mittelwerte liegen zwischen 90-150 $\mu\text{g Zn/g TG}$. Die Zn-Konzentrationen der Niere weisen ein unterschiedliches Muster von dem der Leber auf. Die Stationen DM und SM haben die höchsten Zn-Konzentrationen, während die Station KF die niedrigste Konzentration hat. Insgesamt variieren die Nierenwerte weniger.

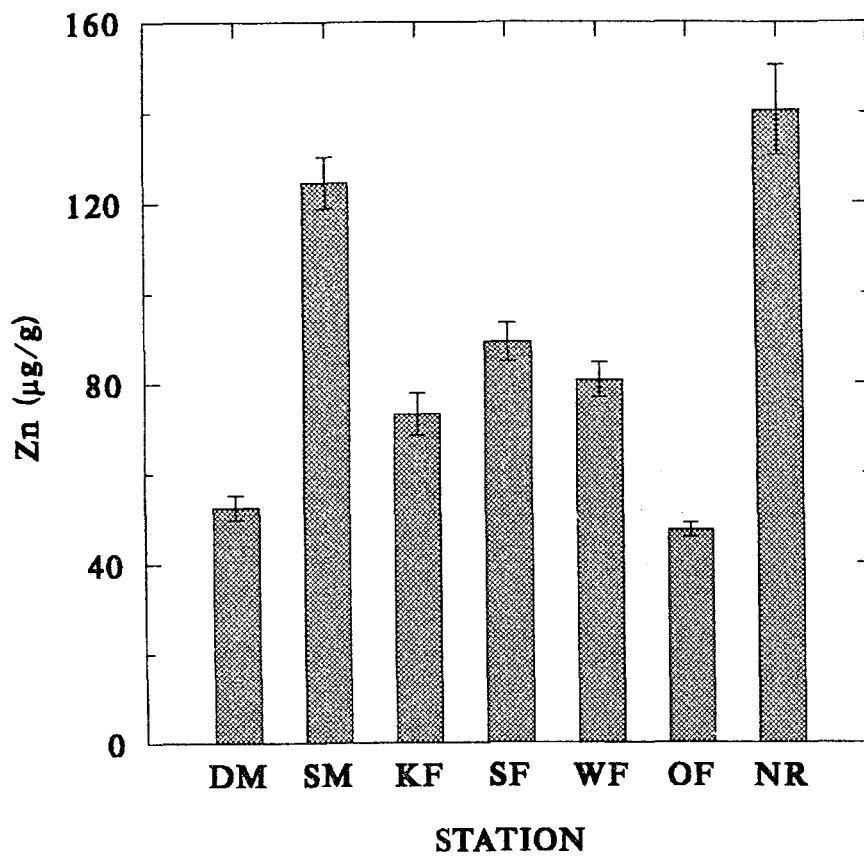


Abb. 14 Mittelwerte und Standardfehler der Zn-Konzentrationen der Kliesenleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) mit ihren Standardfehlern. Die Daten sind balanciert mit $n=20$.

Tab. 13 ANOVA und Tukey-Test: Vergleich der Zn-Konzentrationen in der Klieschenniere von verschiedenen Stationen. Die Daten sind balanciert mit $n=20$. An den log transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	6	.408	13.257	.000	***
Fehler	133	.028			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen	
KF	X	
NR	X	
WF	X	
ÖF	X	X
SF	X	X
SM		X
DM		X

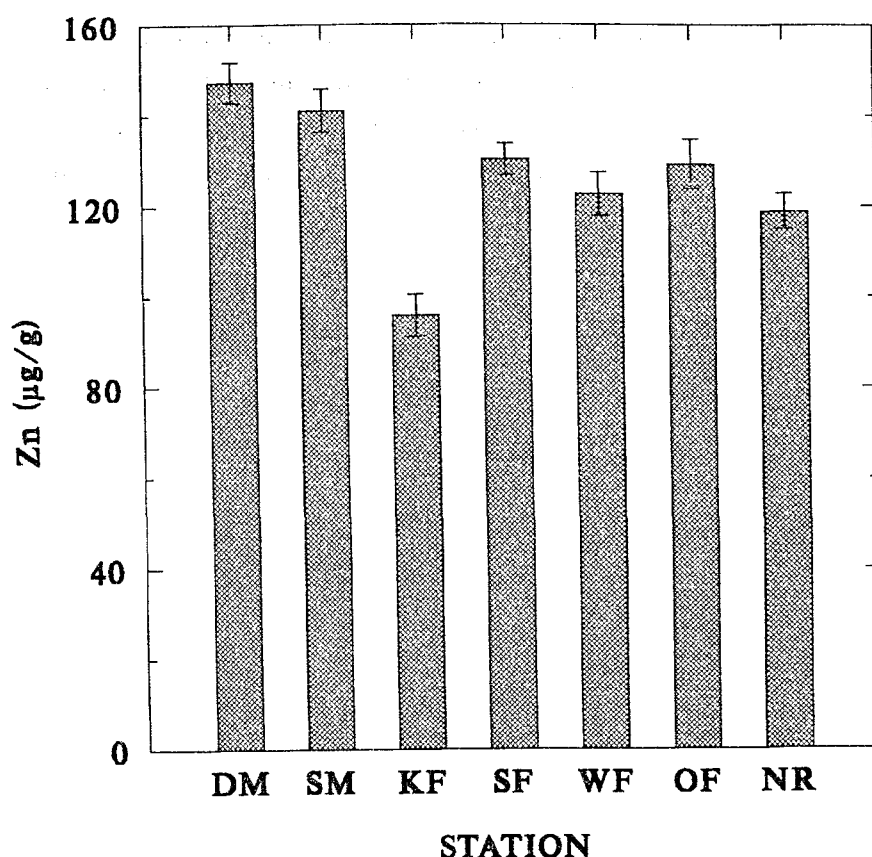


Abb. 15 Mittelwerte und Standardfehler der Zn-Konzentrationen der Klieschenniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) mit ihren Standardfehlern. Die Daten sind balanciert mit $n=20$.

Tabelle 14 gibt die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt) wieder. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Zeitpunkten ist hoch signifikant ($p<0.0005$). Das Fischgewicht trägt zur Variabilität der Zn-Konzentration nicht bei ($p>0.1$). In Abb. 16 sind die Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber und -niere aus vier Zeitpunkten dargestellt. Die Leberwerte weisen ein Minimum im Oktober ($90 \mu\text{g Zn/gTG}$) auf. Die Maxima im Februar und Juli liegen auf dem gleichem Niveau ($130\text{-}135 \mu\text{g/g TG}$).

Die Zn-Konzentrationen der Nieren der gleichen Klieschenproben (Tab. 15) zeigten ebenfalls einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den Zeitpunkten (ANOVA, $p<0.0005$). Die homogenen Gruppen zeigen, welche Gruppe sich von den anderen abhebt (April). Obwohl es sich um die gleichen Fische handelt, zeigen die Zn-Mittelwerte der Niere ein anderes Muster als die der Leber (Abb. 16). Bei der Niere liegt das Maximum im April (ca. $155 \mu\text{g Zn/g TG}$), während sich die Zn-Konzentrationen an den anderen Zeitpunkten fast auf dem gleichen Niveau befinden (ca. $125 \mu\text{g Zn/g TG}$).

Tab. 14 ANCOVA und Tukey-Test: Vergleich der Zn-Konzentrationen in der Kliesenleber von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=33$. An den log transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Zeitpunkt	3	.979	9.307	.000	***
Fischgewicht	1	.075	.714	.400	n.s.
Fehler	127	.105			

Tukey-Test (95% VB):

Zeitpunkt homogene Gruppen

21.10.92 X

28.04.93 X

01.07.93 X

18.02.93 X

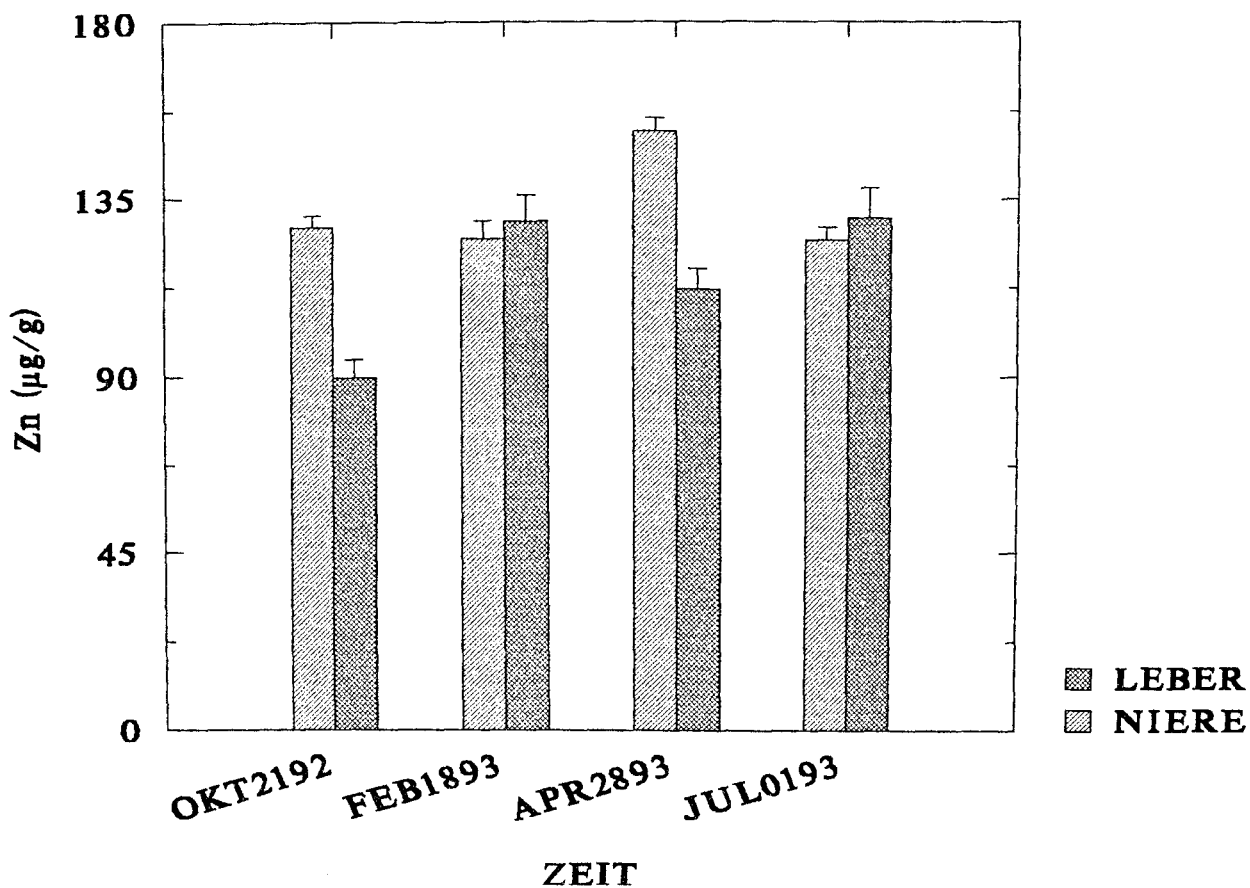


Abb. 16 Die mittleren Zn-Konzentrationen und Standardfehler in der Kliesenleber und der Klieschenniere von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=33$.

Tab. 15 ANCOVA und Tukey-Test : Vergleich der Zn-Konzentrationen der Klieschenniere von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=33$. An den log transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Zeitpunkt	3	.542	5.186	.002	**
Fischgewicht	1	.025	.242	.624	n.s.
Fehler	127	.105			

Tukey-Test (95%VB):

Zeitpunkt	homogene Gruppen
01.07.93	X
18.02.93	X
21.10.92	X
28.04.93	X

Im Gegensatz zu den Konzentrationen von Cd und Cu zeigt Zn eine abweichende Anlagerung in den untersuchten Organen: Muskel < Leber < Niere. Dies zeigt Abb. 17 anhand der Stationen Süderfahrt (SF, 10.02.92) und "Östlich Fehmarn" (OF) sehr deutlich. Der Kruskal-Wallis-Test und der anschließende U-Test zeigen, daß sich die Ergebnisse der Organe für "Östlich Fehmarn" hoch signifikant von einander unterscheiden (Kruskal-Wallis-Statistik_{2,55}=48.76, $p<0.0005$). Bei der Station OF wurden nur Fische der Altersklasse 3 genommen. Die Zn-Konzentrationen der Organe von der Station Süderfahrt haben das Ergebnis von der Station OF vollkommen bestätigt (Kruskal-Wallis-Statistik_{2,49}=41.92, $p<0.0005$). Bei der Station SF wurde nicht auf das Alter der Fische geachtet.

Kupfer

In Tabelle 16 sind die Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) für die Cu-Konzentration der Klieschenleber von der Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) zusammengefaßt. Es gibt signifikant unterschiedliche Cu-Konzentrationen in der Klieschenleber zwischen den angegebenen Stationen. Der Unterschied rührt nicht nur von dem Fischgewicht her, der hier signifikant ist ($p<0.005$), sondern es besteht eine tatsächliche Hochsignifikanz unabhängig davon ($p<0.0005$). An die Tab. 16 ist der Tukey-Test angeschlossen. Hier sind die homogenen Gruppen auf einem Vertrauensniveau von 95% wiedergegeben. Abbildung 18 stellt die angepaßten Mittelwerte des Cu-Gehaltes der Klieschenleber von verschiedenen Stationen dar.

Die angepaßten Mittelwerte der Leber weichen stark von einander ab und liegen zwischen ca. 7-27 $\mu\text{g/g}$ TG. In der Abbildung kann man deutlich erkennen, daß die Stationen SM, DM und NR die höchsten Cu-Konzentrationen aufweisen, während die Station äußere KF die niedrigste Konzentration aufweist.

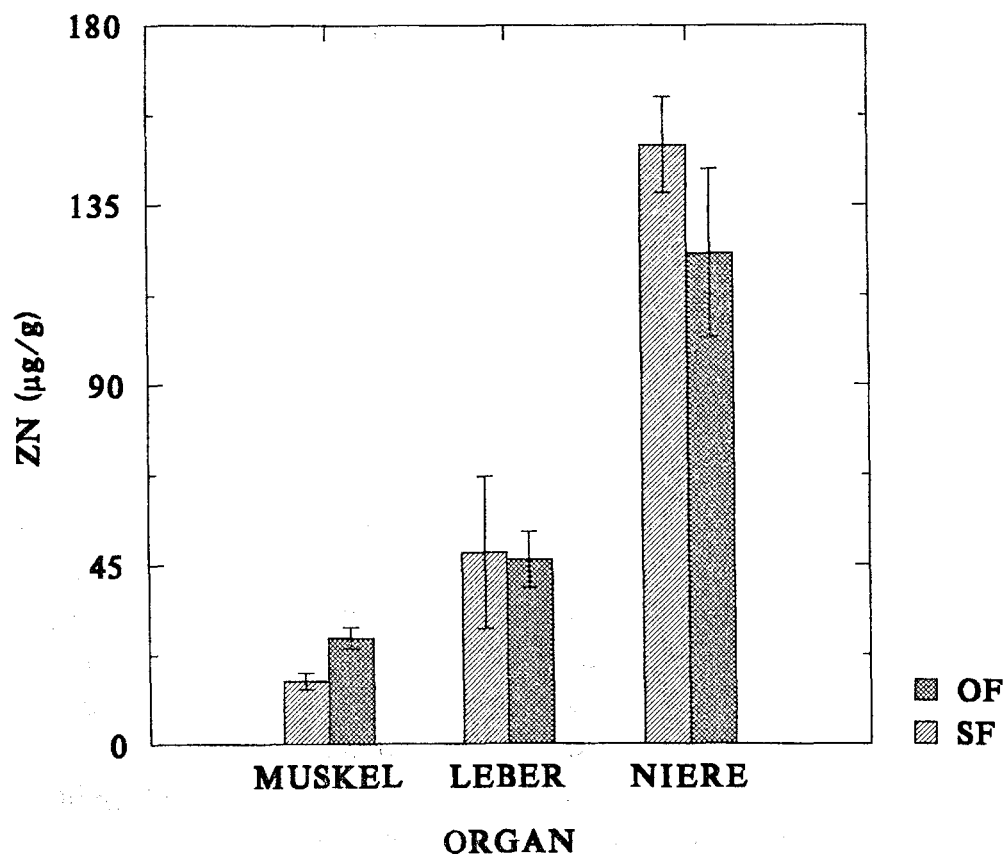


Abb. 17 Vergleich der mittleren Zn-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Kliesche aus Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n = 17, 21, 14$) und "Östlich Fehmarn" (OF) ($n = 15, 26, 17$). Angaben mit Standardabweichung.

Tab. 16 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cu-Konzentrationen in der Klieschenleber von verschiedenen Stationen. Die Daten sind balanciert mit n=20. An den log+1 transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	6	4.356	14.51	.000	***
Fischgewicht	1	3.633	12.097	.001	**
Fehler	132	.3			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen
KF	X
SF	X
WF	X
ÖF	X X
NR	X
SM	X
DM	X

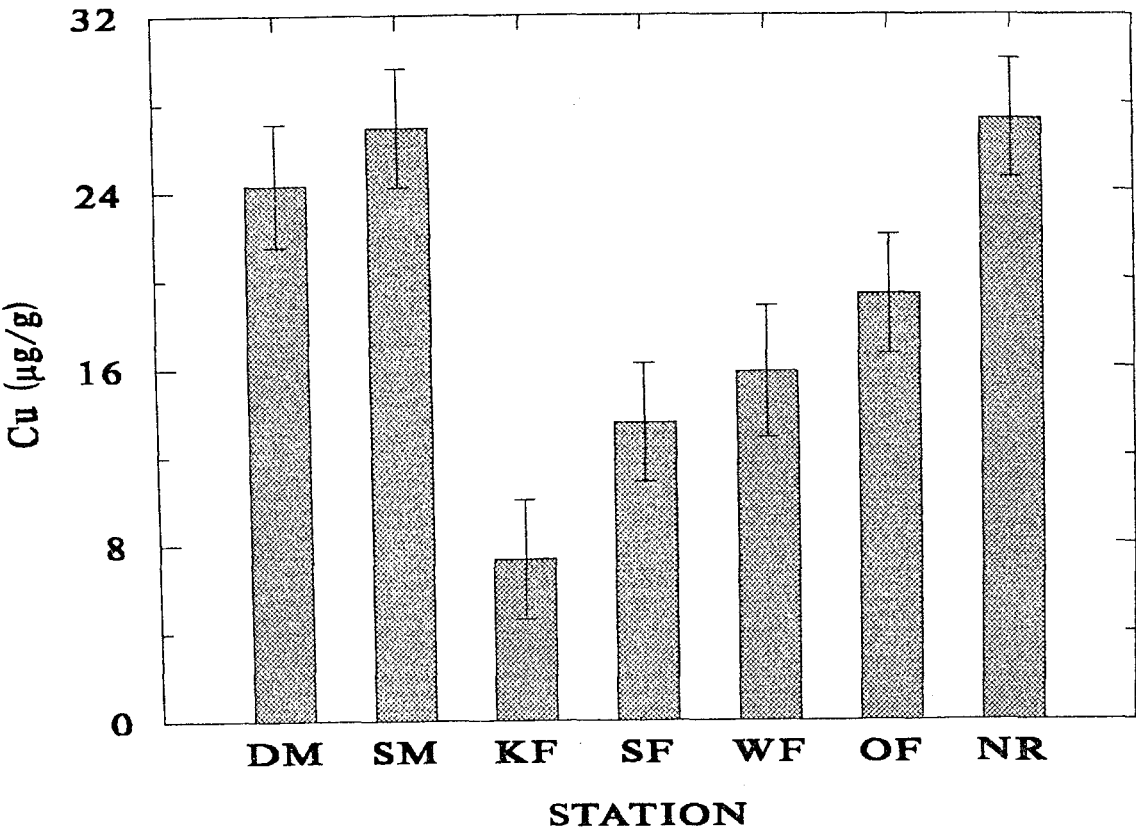


Abb. 18 Die angepaßten Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen der Klieschenleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit n=20.

In Tab. 17 sind die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Cu-Konzentrationen in der Klieschenniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) dargestellt. Die Variabilität der Cu-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p < 0.0005$). In Abb. 19 sind die Mittelwerte der Cu-Konzentrationen in der Klieschenniere aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die Kupferwerte liegen zwischen 4-7 $\mu\text{g/g}$ TG und somit deutlich niedriger als bei den Leberwerten. Die Cu-Konzentrationen der Niere weisen zusätzlich ein unterschiedliches Muster als bei der Leber auf. Die Stationen DM und WF haben die höchsten Cu-Konzentrationen, während die Stationen KF und OF die niedrigsten Konzentrationen haben. Insgesamt variieren die Nierenwerte weniger als die Leberwerte.

Tab. 17 ANOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cu-Konzentrationen in der Klieschenniere von verschiedenen Stationen. Die Daten sind balanciert mit $n=20$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	6	.353	11.739	.000	***
Fehler	133	.03			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen
KF	X
ÖF	X X
NR	X X
SF	X
SM	X X
WF	X X
DM	X

Tabelle 18 zeigt die Ergebnisse der ANCOVA für die Überprüfung der Variabilität der Cu-Konzentrationen in der Klieschenleber zwischen den vier Beprobungszeitpunkten. Die Cu-Konzentrationen zeigen im Bezug auf den Zeitpunkt ($p < 0.0005$) und auf das Fischgewicht ($p < 0.0005$) hoch signifikante Unterschiede. In der Tab. 18 sind die homogenen Gruppen dargestellt, die zeigen, welche Gruppen sich voneinander unterscheiden. Die angepassten Mittelwerte der vier Gruppen sind in Abb. 20 dargestellt. Die Kupferwerte bewegen sich zwischen

15- 40 $\mu\text{g/g}$ TG. Die niedrigste Cu-Konzentration wurde im Oktober gemessen. Sie steigt dann allmählich, um im Juli mit einem fast dreifachen Wert ein deutliches Maximum zu erreichen. Die Nieren der gleichen Fische zeigten keinen signifikanten Unterschied in der Cu-Konzentration ($F_{3,128}=0.72$; $p=0.54$).

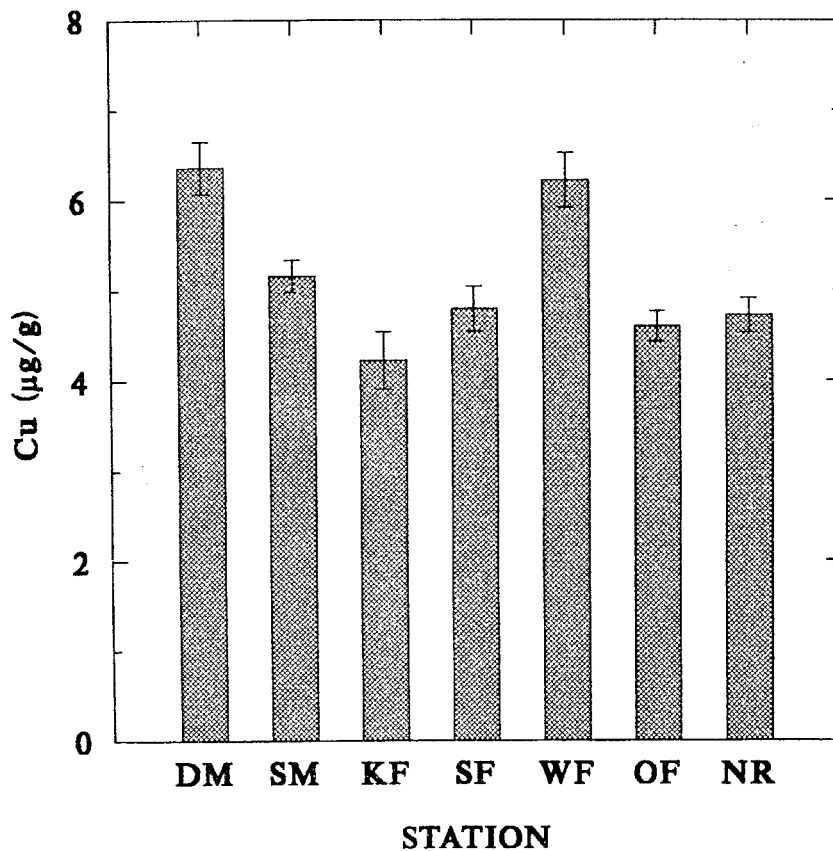


Abb. 19 Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen der Klieschenniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Westlich Fehmarn" (WF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=20$.

Tab. 18 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cu-Konzentrationen der Kliesenleber von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=33$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Zeitpunkt	3	3.993	11.162	.000	***
Fischgewicht	1	5.531	15.46	.000	***
Fehler	127	.358			

Tukey-Test (95% VB):

Zeitpunkt	homogene Gruppen
21.10.92	X
18.02.93	X
28.04.93	X
01.07.93	X

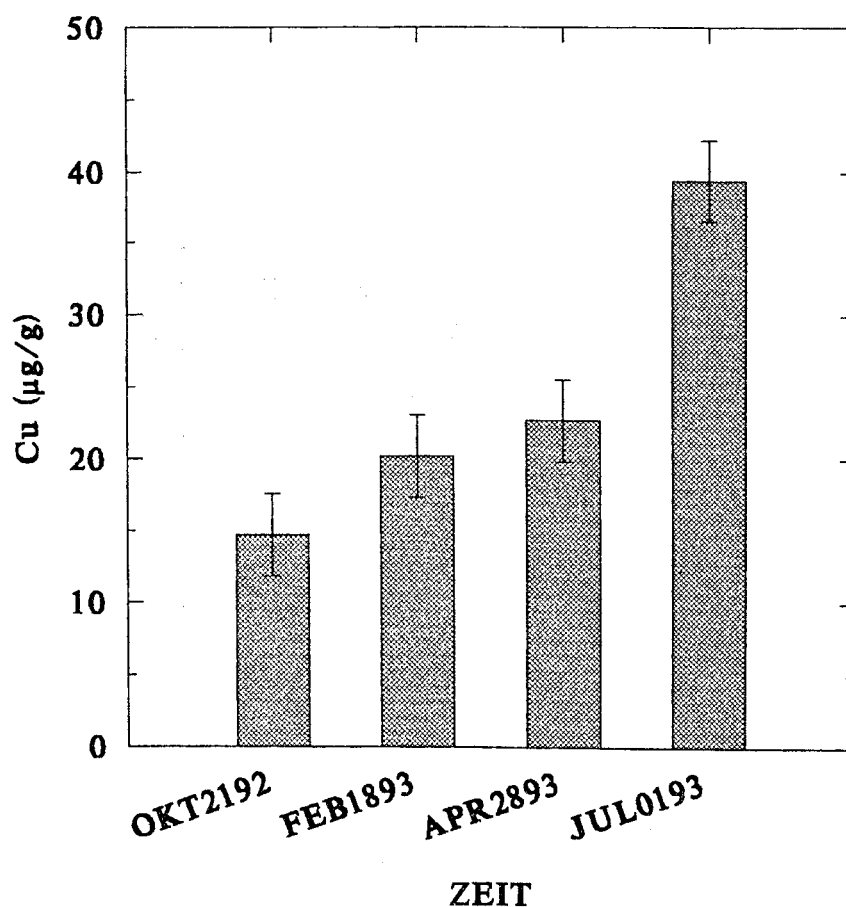


Abb. 20 Die angepassten Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen der Kliesenleber von vier Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=33$.

Die Cu-Konzentrationen in den Klieschenorganen scheinen ähnlich wie bei Cd-Konzentrationen zu variieren: Muskel < Niere < Leber (Abb. 23). Der Kruskal-Wallis-Test und der anschließende U-Test bestätigt dies in Bezug auf die Station "Östlich Fehmarn" vollkommen (Kruskal-Wallis-Statistik_{2,56}=33.76, $p < 0.0005$). Bei der Station OF wurden nur Fische der Altersklasse 3 genommen. Die gleiche Varianzanalyse für die Station SF betätigt ebenfalls einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den Organen (Kruskal-Wallis-Statistik_{2,47}=38.2, $p < 0.0005$). Der U-Test zeigt aber, daß der Unterschied im Cu-Gehalt nur zwischen dem Muskel und den anderen Organen (Leber und Niere) besteht. Zwischen der Cu-Konzentration der Leber und der Niere gibt es keinen signifikanten Unterschied. Das Alter bzw. die Größe der Fische wurden bei der Station SF nicht berücksichtigt.

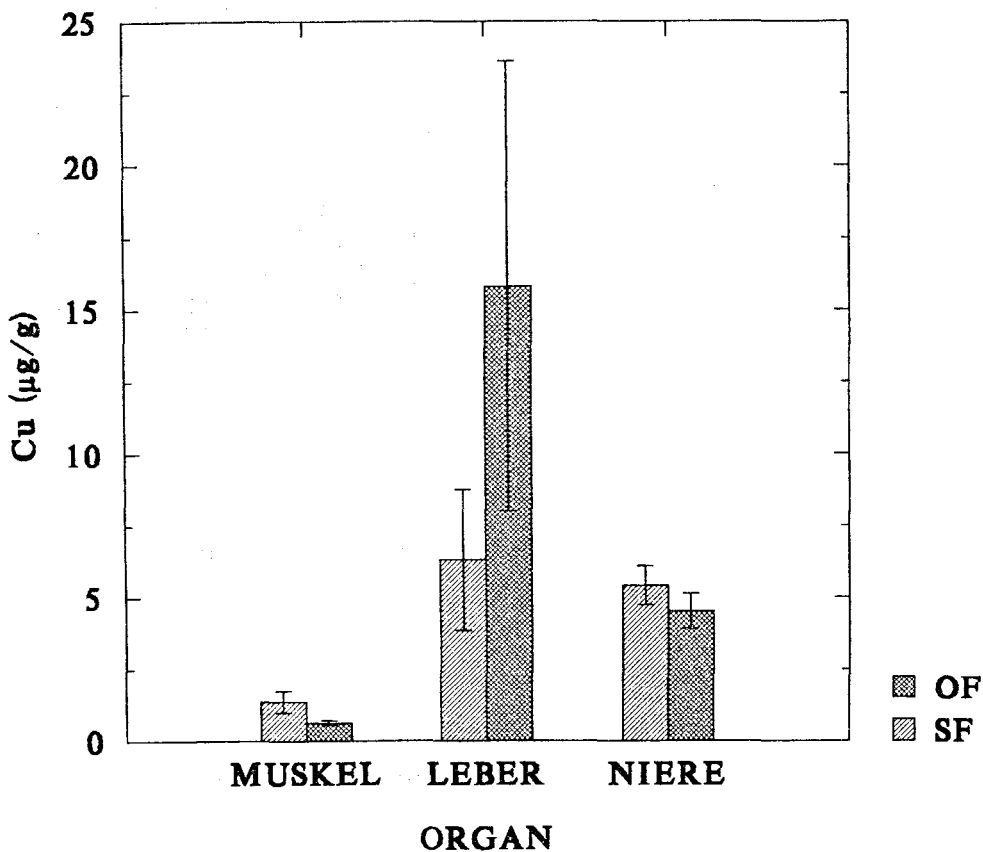


Abb. 21 Vergleich der mittleren Cu-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Kliesche von den Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n = 17, 19, 14$) und "Östlich Fehmarn" (OF) ($n = 15, 26, 18$). Angaben mit Standardabweichung.

3.1.2. Flunder

In Tab. 19 sind die Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle von der Flunder unabhängig von der Fischgröße bzw. dem -gewicht, der Station und dem Beprobungszeitpunkt zusammengefaßt. Hier sind die Anzahl der Proben (n), das Minimum, das Maximum, der Mittelwert mit Standardabweichung und der Median angegeben.

Tab. 19 Die Zusammenfassung der Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle der Flunder (1992/93). n = Anzahl der Proben. Alle Metallangaben beziehen sich auf $\mu\text{g/g}$ TG.

		n	Min.	Max.	Mittel	Stdabw.	Median
Cu	Leber	136	9	252	97	46	91
	Niere	134	3.1	14.2	6	1.5	5.7
	Muskel	6	0.8	1.15	0.94	0.16	0.88
Cd	Leber	137	0.09	6.03	1.538	1.27	1.27
	Niere	134	0.05	1.89	0.51	0.35	0.42
	Muskel	6	0.002	0.006	0.004	0.001	0.004
Zn	Leber	137	86	372	190	53	184
	Niere	134	86	372	172	47	166
	Muskel	6	24.5	37	31.3	5	30.5
Hg	Leber	32	0.02	1.48	0.16	0.27	0.07
	Niere	15	0.12	0.62	0.24	0.14	0.2
	Muskel	125	0.07	1.72	0.35	0.28	0.26
Fischlänge(cm)		143	19	45	30	5	30
Fischgewicht (g)		143	84	1.210	351	206	305
Fischalter (jahr)		140	2	7	4	1	4

In Abb. 22 ist die Regressionsbeziehung zwischen Gewicht und Länge der gesamten Flunderproben dargestellt. Die Gerade ist hoch signifikant verschieden vom Null ($r=0.969$, $n=143$, $p<0.0005$).

Die Kovarianzanalyse in Tab. 20 deutet auf einen nicht signifikanten Abhängigkeitstrend der Hg-Konzentration vom Fischgewicht in den balancierten Proben hin ($0.05<p<0.1$). Bei den Gesamtproben einzelner Stationen konnte nur bei der Station NR eine hoch signifikante positive Abhängigkeit mit Fischgewicht festgestellt werden ($\log(y)=-0.49+0.147(x)$, $r=0.46$, $n=77$, $p<0.0005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz ***).

Die Cd-Konzentrationen in der Flunderniere zeigen bei allen Stationen eine positive Korrelation mit zunehmendem Fischgewicht. Dies geht aus der Kovarianzanalyse hervor (Tab. 22). Als Beispiel sind die Cd-Ergebnisse von der Station Lübecker Bucht in Abb. 23 dargestellt. Die Steigung ist hoch signifikant verschieden vom Null ($r=0.92$, $n=11$, $p<0.0005$).

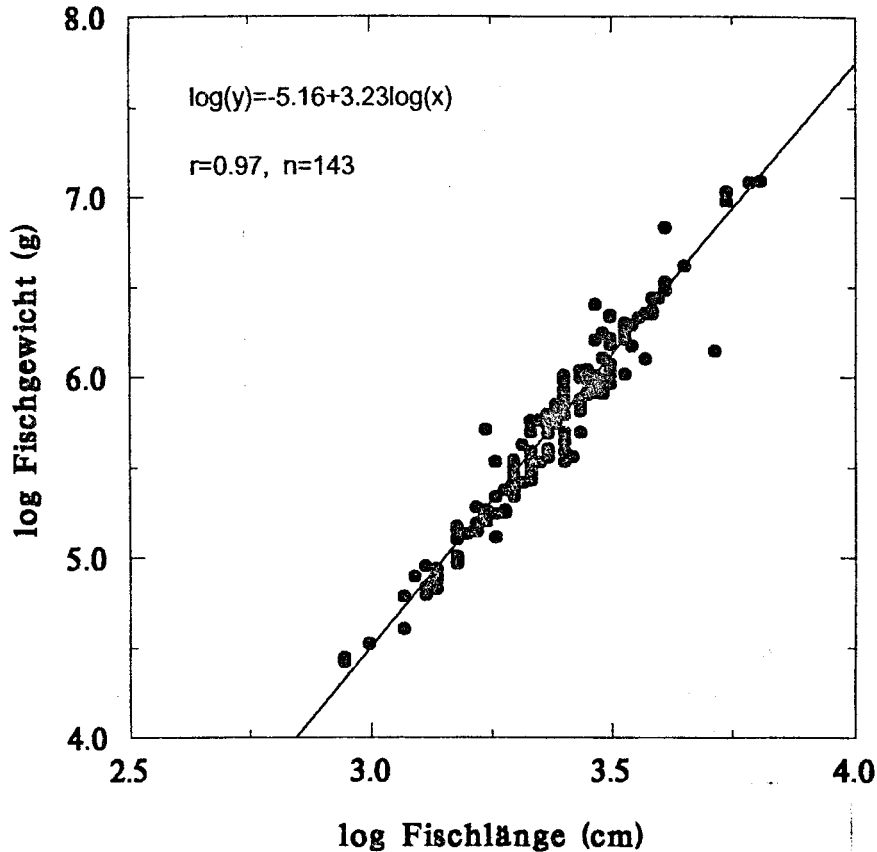


Abb. 22 Die Beziehung zwischen Gewicht- und Länge der untersuchten Flundern. Die Daten sind log transformiert.

Die Cd-Konzentrationen der Flunderniere von den Stationen "Nördlich Rügen" und Süderfahrt (18.2.93) ergaben ebenfalls positive Korrelationen mit dem Fischgewicht (NR: $r=0.59$, $\log(y)=-0.789+0.22\log(x)$, $n=84$, $p<0.0005$; SF: $r=0.88$, $\log(y)=-2.09+0.425\log(x)$, $n=7$, $p<0.01$).

Positive Korrelationen bestehen zwischen den Cd-Konzentrationen in der Leber und der Niere der Flunder (In Station NR: $r=0.77$, $n=84$, $p<0.0005$, in Station LB: $r=0.74$, $\log(y)=-0.098+0.082\log(x)$, $n=10$, $p<0.05$, Abb.24, s. auch Abb. 27)

Der Vergleich der Metallkonzentrationen zwischen den beiden Geschlechtern ergibt bei der Station NR, die für beide Geschlechter eine genügende Anzahl von Proben aufweist, nur für die Hg-Konzentration im Muskel und die Cd-Konzentration in der Niere einen Unterschied in der Höhe der Akkumulation. Dabei wurden alle Proben unabhängig vom Alter bzw. von der Größe der Tiere für den Vergleich

herangezogen. Die Hg-Konzentrationen im Muskel sind beim Männchen niedriger ($0.37 \pm 0.29 \mu\text{g/g}$) als beim Weibchen ($0.48 \pm 0.32 \mu\text{g/g TG}$) (U-Test, zweiseitig, $F_{1,74}=4.87$, $p < 0.05$, Benferroni korrigierte Signifikanz *). Ähnliches ergibt der Test für

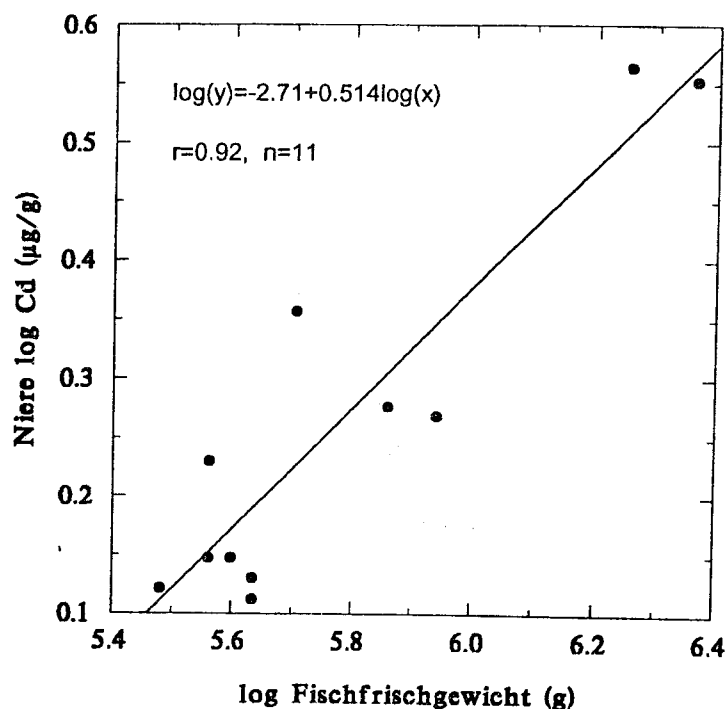


Abb. 23 Die Beziehung zwischen Cd-Konzentration in der Flunderniere und dem Fischfrischgewicht von der Station Lübecker Bucht ($p < 0.0005$).

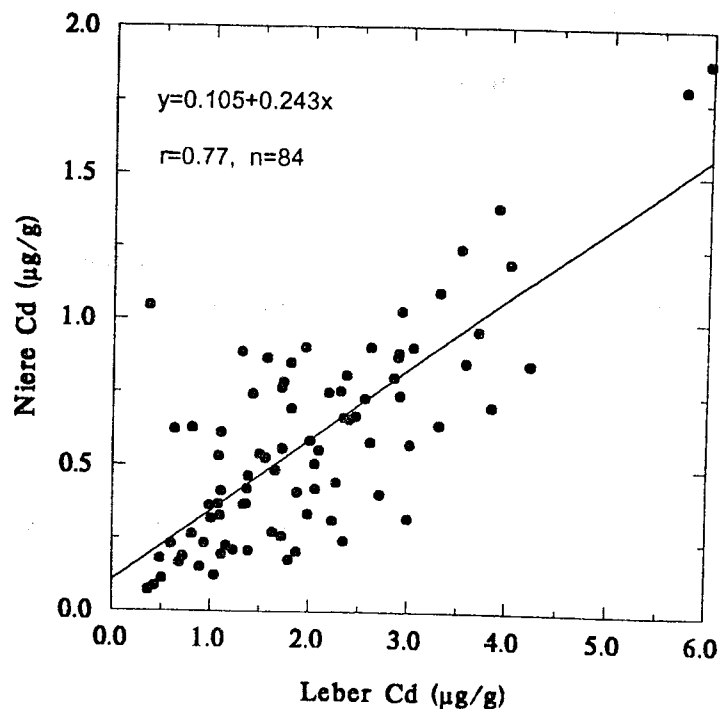


Abb. 24 Die Beziehung zwischen Cd-Konzentration in der Leber und der Niere der Flunder von der Fangstation "Nördlich Rügen" ($p < 0.0005$).

die Altersklasse 5. Die Cd-Konzentrationen in der Niere sind ebenfalls beim Männchen niedriger ($0.48 \pm 0.27 \mu\text{g/g}$) als beim Weibchen ($0.72 \pm 0.4 \mu\text{g/g TG}$) (U-Test, zweiseitig, $F_{1,81}=7.15$, $p < 0.01$, Benferroni -korrigierte Signifikanz *). Die Cd-Konzentrationen in der Leber der beiden Geschlechter aus derselben Station sind nicht signifikant unterschiedlich (U-Test, zweiseitig, $F_{1,83}=2.73$, $0.05 < p < 0.1$).

Quecksilber

Tabelle 20 gibt die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Hg-Konzentrationen im Flundermuskel von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF, 20.02.92), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR) wieder. Die Variabilität der Hg-Konzentrationen zwischen den Stationen ist signifikant ($p < 0.0005$). Das Fischgewicht trägt zur Variabilität der Hg-Konzentration nicht signifikant bei ($0.05 < p < 0.1$). In Abb. 25 sind die angepassten Mittelwerte der Hg-Konzentrationen im Flundermuskel von den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigsten Hg-Konzentrationen weisen die Stationen SM und LB (um $0.13 \mu\text{g/g TG}$), die mittleren Konzentrationen die Stationen WM und SF ($0.2-0.34 \mu\text{g/g TG}$) und die höchste Konzentration die Station NR ($0.53 \mu\text{g/g TG}$) auf. Mit der Ausnahme von der Station SF scheint eine Zunahme der Hg-Konzentrationen in den östlichen Stationen zu erfolgen. Bei den Flundern von der Station SF waren die Hg-Werte des Muskels im Februar 1993 nur noch halb so hoch ($0.25 \mu\text{g/g TG}$) wie im Februar 1992.

Tab. 20 ANCOVA und Tukey-Test : Vergleich der Hg-Konzentrationen des Flundermuskels von den Fangstationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den reziprok transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	43.805	9.727	.000	***
Fischgewicht	1	16.267	3.612	.067	n.s.
Fehler	29	4.503			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen
NR	X
WM	X
SF	X
SM	X
LB	X

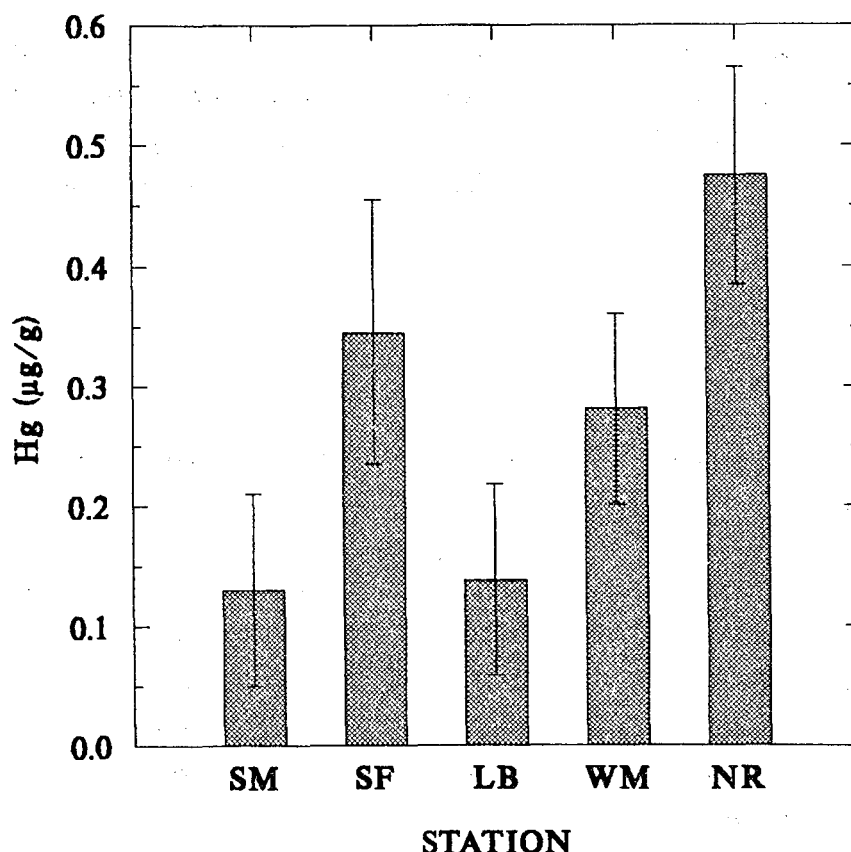


Abb. 25 Die angepassten Mittelwerte und Standardfehler der Hg-Konzentrationen im Flundermuskel von den Fangstationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Für die Hg-Messung in der Leber und der Niere standen geringere Materialmengen zur Verfügung als beim Muskel. Trotzdem wurden die Hg-Konzentrationen in der Leber und der Niere teilweise gemessen, um einen Vergleich mit dem Filet der Flunder zu ermöglichen. Wegen der geringeren Materialmenge bei der Niere, wurden hier Mischproben aus bis zu 4 Individuen hergestellt. Abb. 26 zeigt die Hg-Konzentrationen der Flunder in verschiedenen Organen. Die Daten stammen aus den Stationen NR, SF (10.02.92) und SM. Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt bei den Proben der Station NR einen signifikanten Unterschied zwischen den Organen (Kruskal-Wallis-Test-Statistik $_{2,91}=6.1$, $p<0.05$). Der U-Test macht deutlich, daß sich die Hg-Konzentrationen der Leber von der des Muskels und der Niere unterscheiden, während es zwischen dem Muskel und der Niere in der Hg-Konzentration keinen signifikanten Unterschied gibt. Die Leberwerte liegen niedriger. Bei der Station SF (10.02.92) ergibt die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse zwischen den Hg-Konzentrationen der Flunderorgane ebenfalls einen hoch signifikanten Unterschied (Kruskal-Wallis-Test-Statistik $_{2,19}=15.4$, $p<0.0005$). Die darauf folgenden U-Tests zeigen, daß sich alle drei Organe in folgender Form von einander signifikant unterscheiden: Leber<Niere<Muskel. Dabei beträgt die

Hg-Konzentration der Leber ca. 0.1, die der Niere 0.2 und die des Muskels über 0.4 $\mu\text{g/g}$ TG. Die Hg-Ergebnisse für den Muskel und die Leber von der Station SM bestätigen ebenfalls, daß die Hg-Konzentration der Leber signifikant niedriger als die des Flundermuskels ist (U-Test, zweiseitig, $F_{1,20}=7.1$, $p<0.01$).

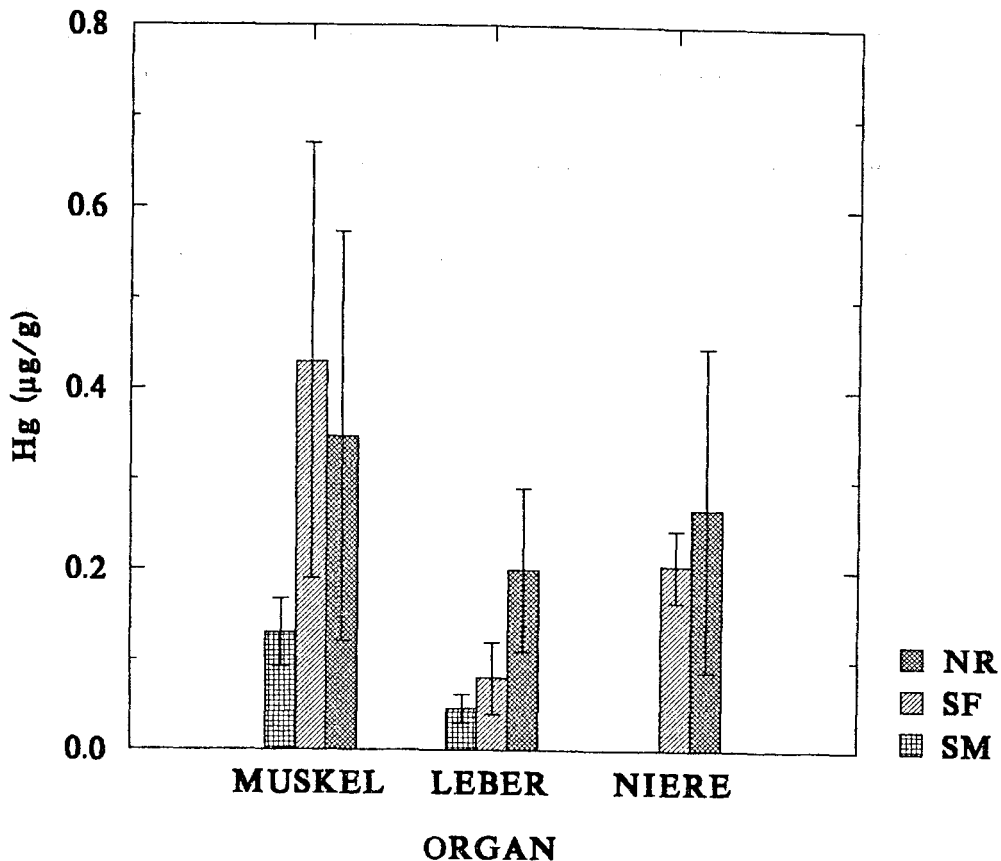


Abb. 26 Vergleich der mittleren Hg-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Flunder von den Stationen Schleimünde (SM) ($n=9,8$), Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n=7,8,6$) und "Nördlich Rügen" (NR) ($n=19,8,9$). Angaben mit Standardabweichung.

Cadmium

In Tab. 21 sind die Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) für die Cd-Konzentration der Flunderleber von den Fangstationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF, 20.02.92), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR) dargestellt. Die Daten sind balanciert mit $n=7$. Es gibt signifikant unterschiedliche Cd-Konzentration zwischen den angegebenen Stationen. An die Tab. 21 ist der Tukey-Test angeschlossen. Hier sind die homogenen Gruppen auf einem Vertrauensniveau von 95% wiedergegeben. Bei der Kovarianzanalyse wurden für die Schwermetallkonzentrationen der jeweiligen Stationen angepaßte

wurden für die Schwermetallkonzentrationen der jeweiligen Stationen angepaßte Mittelwerte errechnet. Abb. 27 stellt die angepaßten Mittelwerte der Cd-Konzentrationen in der Leber und der Niere dar. Die angepaßten Mittelwerte liegen zwischen 0.24-1.4 µg Cd/g TG. In der Abbildung kann man eine Zunahme der Cd-Konzentrationen von Westen nach Osten erkennen. Die östlichen Stationen WM und NR weisen die höchsten Cd-Konzentrationen auf, die westlichen Stationen SM und LB die niedrigste Konzentration. Bei den Flundern von der Station SF waren die Cd-Werte der Leber im Februar 1993 um vielfach höher als im Februar 1992.

Tab. 21 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cd-Konzentrationen der Flunderleber von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit n=7. An den reziprok transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	19.485	5.840	.001	**
Fischgewicht	1	8.284	2.483	.126	n.s.
Fehler	29	3.337			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen
NR	X
WM	X
LB	X
SM	X
SF	X

In Tab. 22 sind die Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) für die Cd-Konzentration der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR) wiedergegeben. Die Daten sind balanciert mit n=7. Es gibt signifikant unterschiedliche Cd-Konzentrationen in den Nieren der untersuchten Fische zwischen den angegebenen Stationen. Dieser Unterschied rührt nicht nur von dem Fischgewicht her, das hier hoch signifikant zu der Variabilität der Cd-Konzentration beiträgt ($p < 0.0005$), sondern es besteht eine tatsächliche Signifikanz unabhängig davon ($p < 0.005$). An die Tabelle ist der Tukey-Test angeschlossen. Hier sind die homogenen Gruppen auf einem Vertrauensniveau von 95% wiedergegeben. Bei der Kovarianzanalyse wurden für die Schwermetallkonzentrationen der jeweiligen Stationen angepaßte Mittelwerte errechnet. Die angepaßten Mittelwerte der Niere liegen allgemein tiefer als die Cd-Konzentrationen der Leber (zwischen ca. 0.15-0.65 µg/g TG) (Abb. 27). In der Abbildung kann man wieder die von West

nach Ost steigende Muster erkennen. Bei den Flundern von der Station SF waren die Cd-Werte der Niere im Februar 1993 höher als im Februar 1992. Die Stationen WM und NR weisen die höchsten Cd-Konzentrationen auf (ca. 0.6 µg/g TG), während die westlichen Stationen deutlich niedrigere Konzentrationen aufweisen (0.15-0.25 µg/g TG).

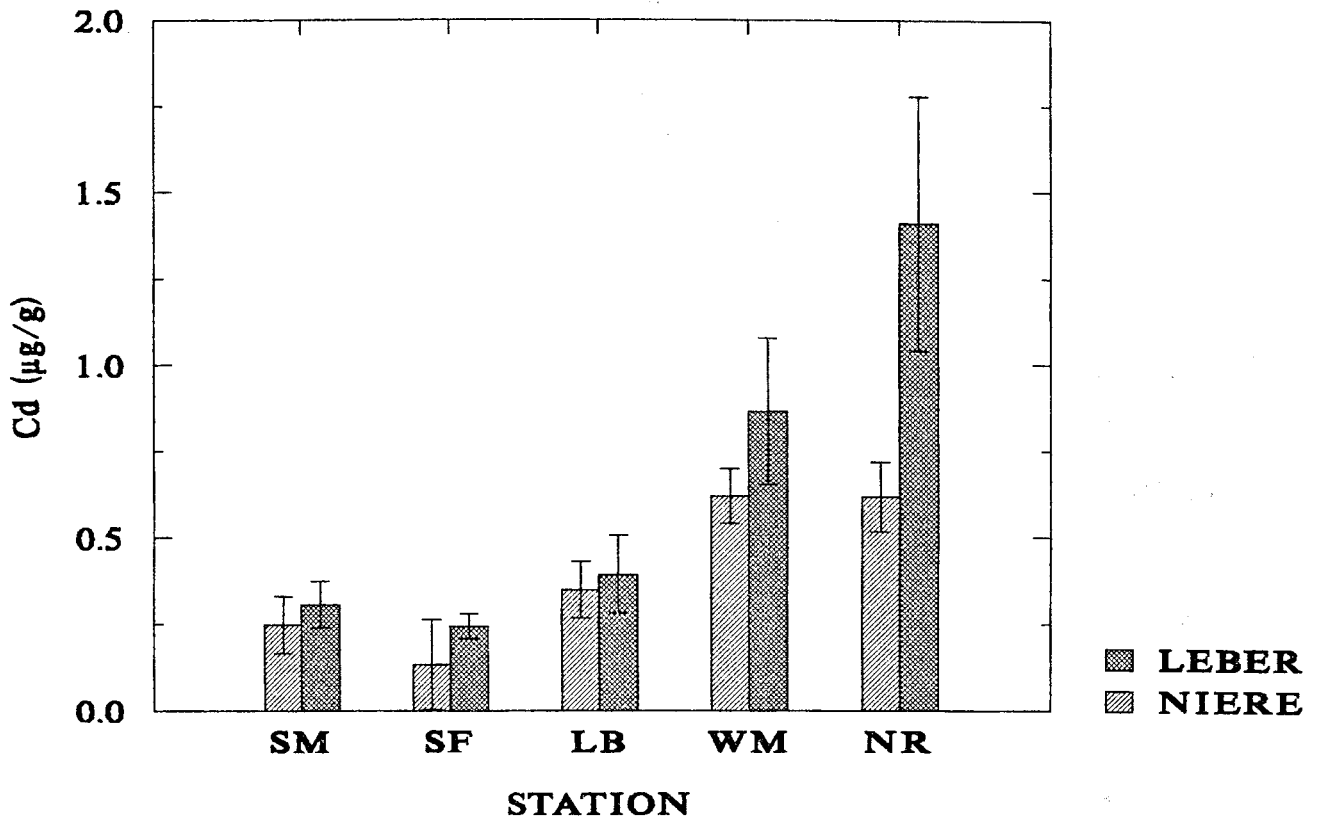


Abb. 27 Die angepaßten Mittelwerte und Standardfehler der Cd-Konzentrationen in der Flunderleber und Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt einen signifikanten Unterschied bei den Cd-Konzentrationen in den Flunderorganen von der Station SF (10.02.92) (Kruskal-Wallis-Test-Statistik_{2,20}=, $p<0.005$). Der U-Test zeigt, daß dieser Unterschied zwischen dem Muskel und der Leber und der Niere besteht. Die Konzentrationen in der Leber und in der Niere unterscheiden sich nicht signifikant. Die Cd-Konzentrationen des Flundermuskels liegen nahe Null (Abb. 28). Auf das Alter bzw. die Größe der Fische wurde nicht geachtet.

Tab. 22 ANCOVA und Tukey-Test : Vergleich der Cd-Konzentrationen der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	.159	8.938	.000	***
Fischgewicht	1	.316	17.722	.000	***
Fehler	29	.018			

Tukey-test (95% VB):

Station	homogene Gruppen
SM	X
LB	X
SF	X
NR	X
WM	X

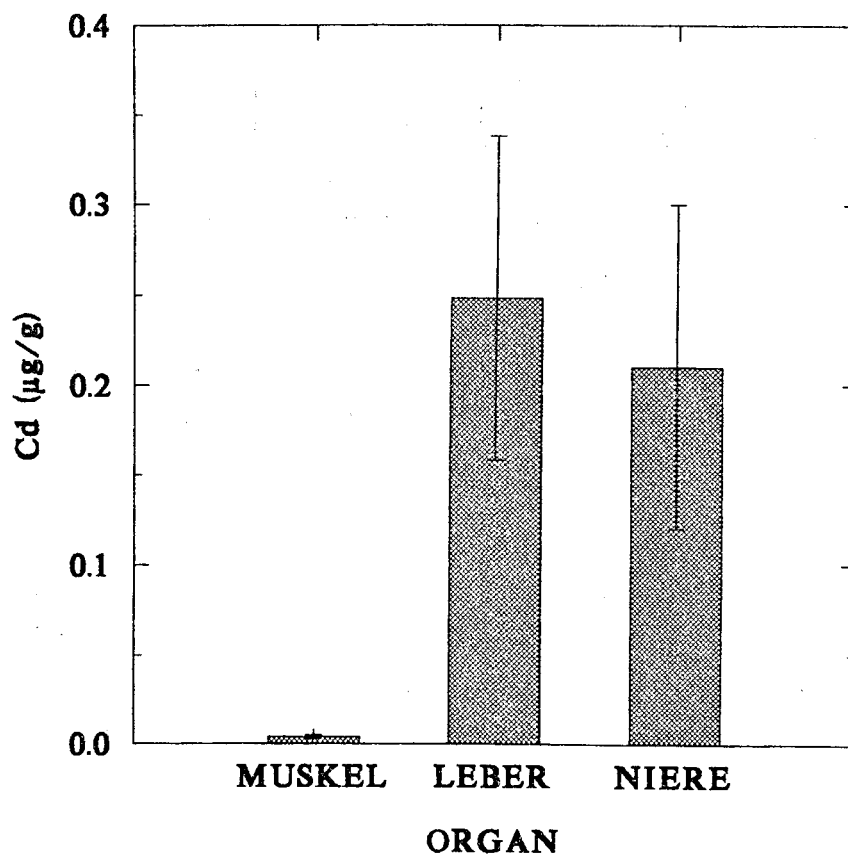


Abb. 28 Vergleich der mittleren Cd-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Flunder von der Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n = 6, 8, 9$). Angaben mit Standardabweichung.

Zink

In Tab. 23 sind die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Flunderleber von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR) aufgeführt. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p < 0.0005$). Das Fischgewicht trägt auch zur Variabilität der Zn-Konzentration bei ($p < 0.05$). In Abb. 29 sind die angepaßten Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Flunderleber und die Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Flunderniere aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigste Zn-Konzentration weist die Station SF (um $105 \mu\text{g/g TG}$) und die höchste Konzentration die Station NR ($210 \mu\text{g/g TG}$) auf. Ab der Station SF gibt es eine Tendenz, daß die Zn-Konzentrationen in östlicher Richtung zunehmen. Bei den Flundern von der Station SF sind die Zn-Werte der Leber im Februar 1993 höher als im Februar 1992.

Tab. 23 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Zn-Konzentrationen der Flunderleber von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den log transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	.283	11.437	.000	***
Fischgewicht	1	.153	6.189	.019	*
Fehler	29	.025			

Tukey-Test (VB 95%):

Station	homogene Gruppen	
LB	X	
SM	X	
SF	X	X
WM	X	X
NR		X

In Tab. 24 sind die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF, 20.02.92), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR) aufgeführt. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p < 0.0005$). In Abb. 29 sind auch die Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Klieschenniere aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigste Zn-Konzentration weist die westliche Station SM (um

140 $\mu\text{g/g}$ TG). Dann steigen die Werte nach Osten, um in Station WM ihr Maximum zu erreichen (240 $\mu\text{g/g}$ TG). Im Gegensatz zu allen anderen Ergebnissen der Flunder aus NR zeigt die Zn-Konzentration der Flunderniere ausnahmsweise hier ebenfalls eine niedrige Konzentration. Bei den Flundern von der Station SF waren die Zn-Werte der Niere im Februar 1993 niedriger als im Februar 1992.

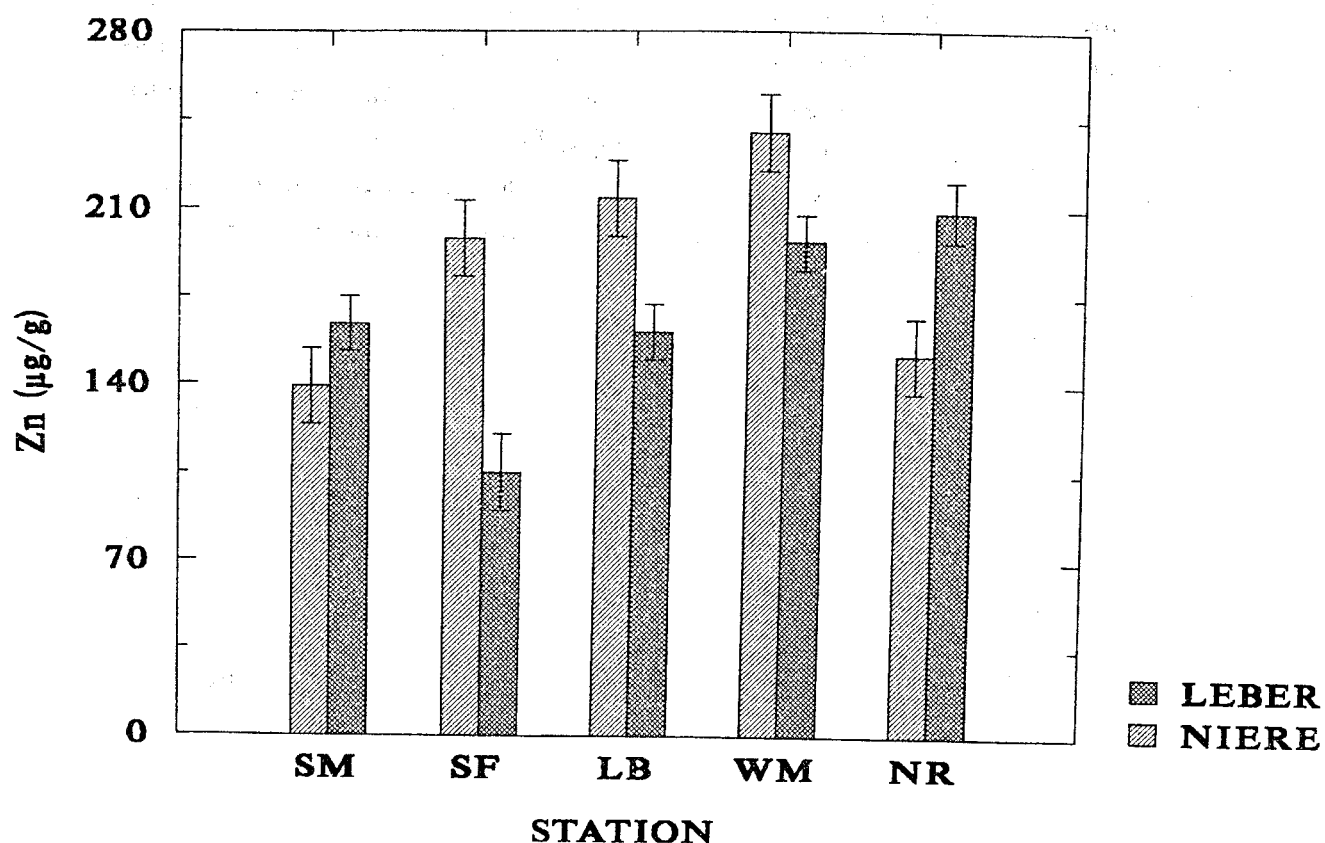


Abb.29 Die Mittelwerte und Standardfehler der Zn-Konzentrationen in der Flunderleber (angepaßt) und in der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Tab. 24 ANOVA und Tukey-Test : Vergleich der Zn-Konzentrationen in der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den log transformierten Daten wurden der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	.372	8.530	.000	***
Fehler	30	.044			

Tukey-Test (95% VB):

Station homogene Gruppen

SM X

NR X

SF X

LB X

WM X

Im Gegensatz zu den Konzentrationen von Cu und Cd zeigt Zn ein abweichendes Verteilungsmuster in den untersuchten Organen: Muskel < Leber < Niere. Dies zeigt Abb. 30 anhand der Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) deutlich. Der Kruskal-Wallis-Test und der anschließende U-Test zeigen, daß sich die Ergebnisse der Organe für SF hoch signifikant voneinander unterscheiden (Kruskal-Wallis-Test-Statistik_{2,20}=18.5, $p<0.0005$). Es wurde auf Alter bzw. Größe der Fische nicht geachtet.

Kupfer

In Tab. 25 sind die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Cu-Konzentrationen in der Flunderleber von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR) dargestellt. Die Variabilität der Cu-Konzentrationen zwischen den Stationen ist signifikant ($p<0.005$). Das Fischgewicht trägt zur Variabilität der Cu-Konzentration nicht bei ($p>0.1$). In Abb. 31 sind die angepaßten Mittelwerte der Cu-Konzentrationen in der Flunderleber aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigsten Cu-Konzentrationen weisen die Stationen SM und SF mit ca. 40 µg/g TG und die höchste Konzentration die Station NR mit 115 µg/g TG auf. Es gibt hier wieder eine typische Zunahme der Cu-Konzentrationen von Westen nach Osten wie bei den anderen Metallen. Bei den Flundern von der Station SF waren die Cu-Werte in der Leber im Februar 1993 höher als im Februar 1992.

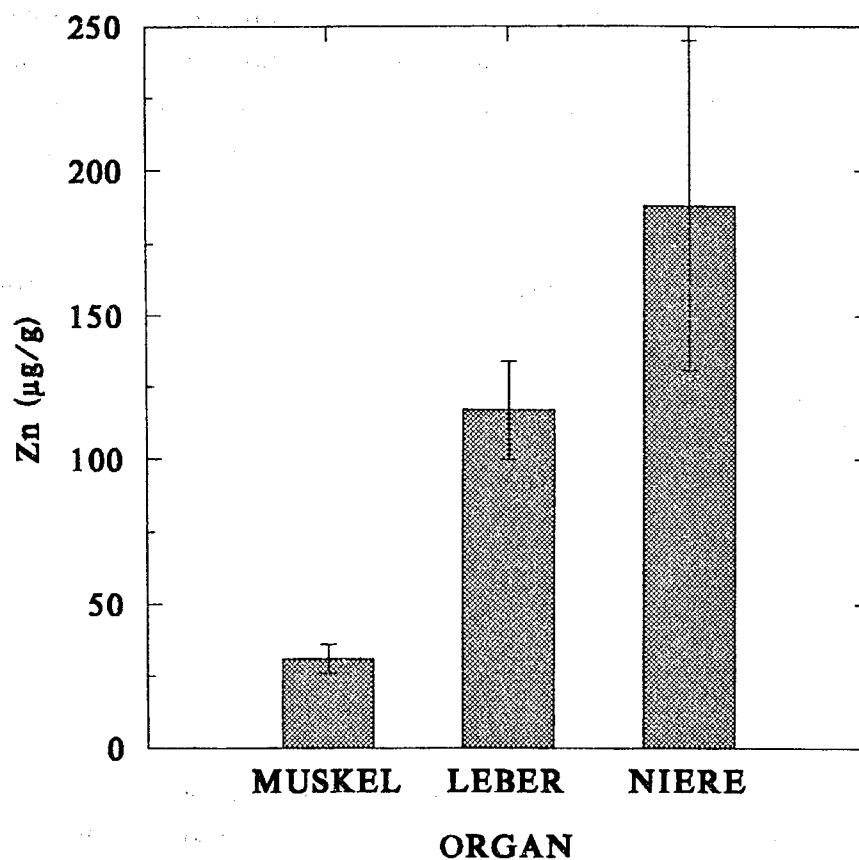


Abb. 30 Vergleich der mittleren Zn-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Flunder von der Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n = 6, 8, 9$). Angaben mit Standardabweichung.

Tab. 25 ANCOVA und Tukey-Test : Vergleich der Cu-Konzentrationen der Flunderleber von den Fangstationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	1.312	4.868	.004	**
Fischgewicht	1	.425	1.578	.219	n.s.
Fehler	29	.270			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen	
SM	X	
SF	X	X
LB	X	X
WM		X X
NR		X

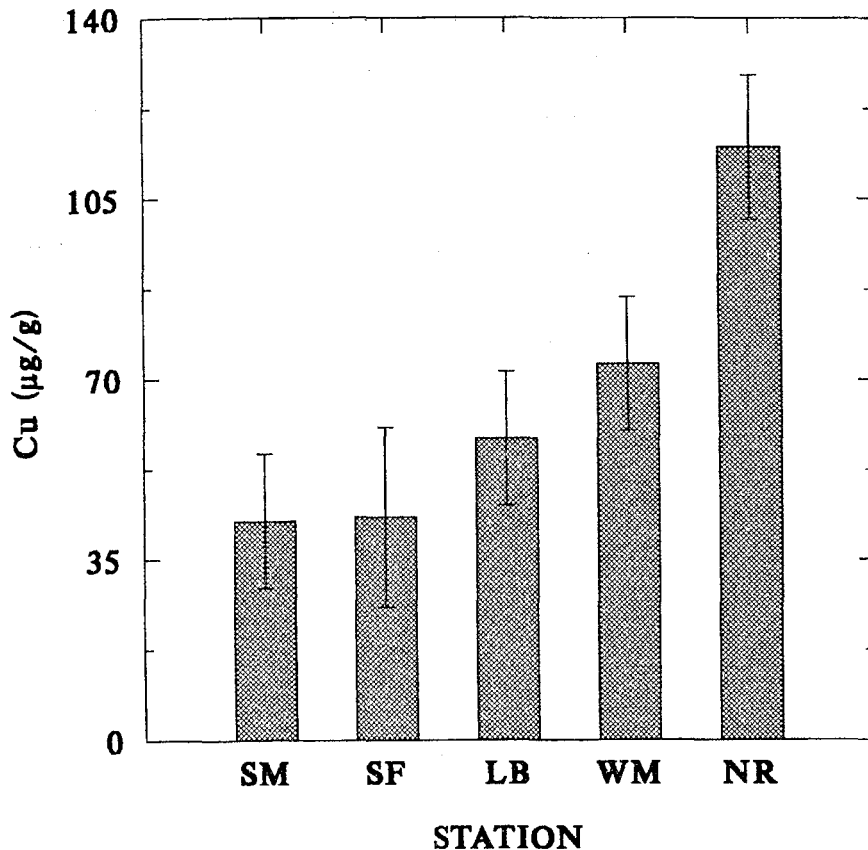


Abb. 31 Die angepaßten Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen in der Flunderleber von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Tabelle 26 gibt die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Cu-Konzentrationen in der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR) wieder. Die Variabilität der Cu-Konzentrationen zwischen den Stationen ist signifikant ($p<0.05$). Die Station SF unterscheidet sich von den anderen Stationen, wie aus dem Tukey-Test klar hervorgeht. Die Nierenwerte für Cu liegen tiefer als die Leberwerte (Abb. 32). Die meisten Stationen weisen einen Cu-Wert von 5.3 µg/g TG auf, der von SF 7 µg/g TG. Nur die Cu-Konzentrationen in der Flunderniere zeigen die für die Flunderproben typische Zunahme der Metallkonzentrationen von Westen nach Osten hin nicht. Bei den Flundern von der Station SF sind die Cu-Werte der Niere im Februar 1993 leicht höher als im Februar 1992.

Tab. 26 ANOVA und Tukey-Test : Vergleich der Cu-Konzentrationen der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den log transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	.074	2.988	.034	*
Fehler	30	.025			

Tukey-Test (VB 95%):

Station	homogene Gruppen
WM	X
LB	X
SM	X
NR	X
SF	X

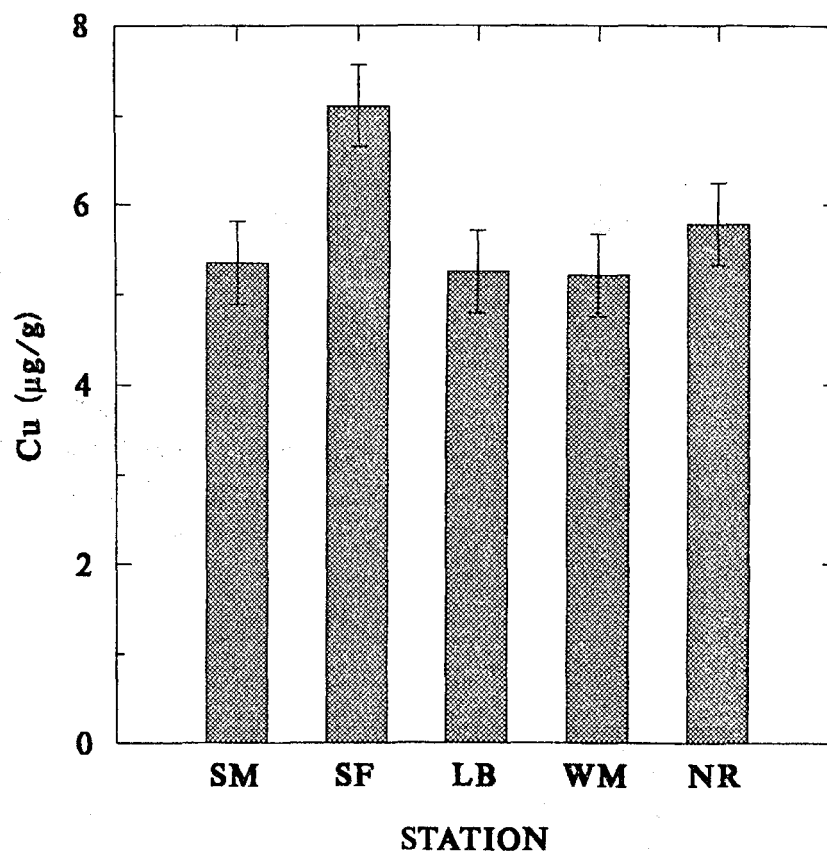


Abb. 32 Die Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen in der Flunderniere von den Stationen Schleimünde (SM), Süderfahrt (SF), Lübecker Bucht (LB), Warnemünde (WM) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Die Cu-Konzentrationen in den Flunderorganen variieren nach dem gleichen Muster wie in den Klieschenorganen: Muskel < Niere < Leber (Abb. 33, SF, 10.02.92). Der Kruskal-Wallis-Test und der anschließende U-Test bestätigen dies (Kruskal-Wallis-Test-Statistik_{2,20}=19.4, $p < 0.0005$).

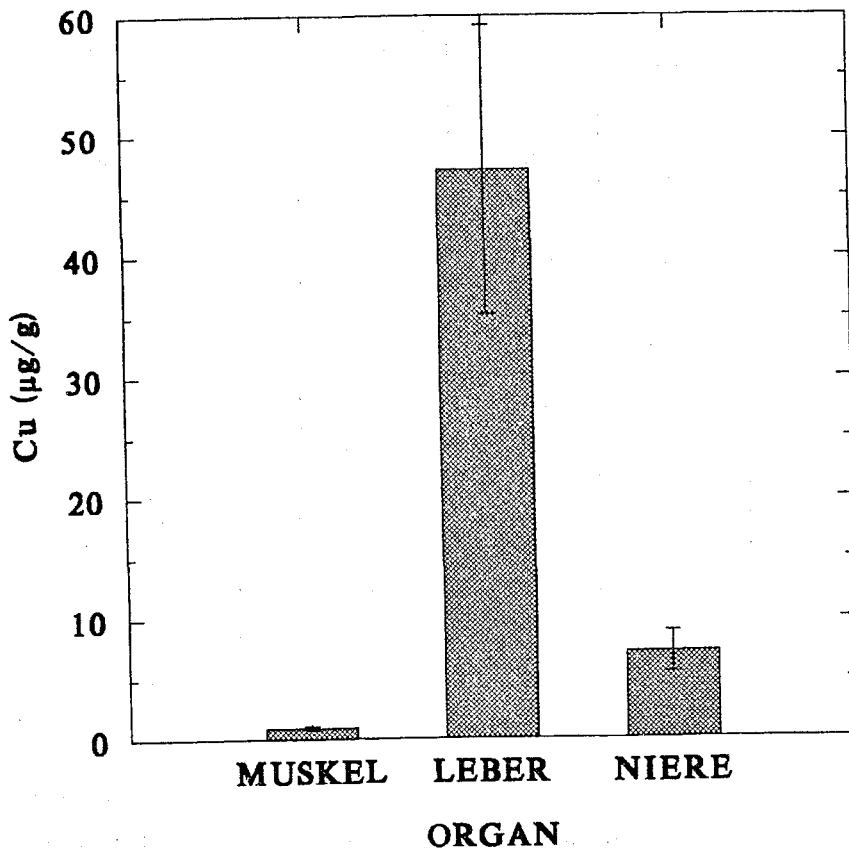


Abb. 33 Vergleich der mittleren Cu-Konzentrationen in verschiedenen Organen der Flunder von der Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n = 6, 8, 9$). Angaben mit Standardabweichung.

3.1.3. Dorsch

Die Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle vom Dorsch sind unabhängig von der Fischgröße bzw. vom -gewicht, von der Station und vom Beprobungszeitpunkt in Tab. 27 zusammengefaßt. Hier sind Anzahl der Proben (n), das Minimum, das Maximum, der Mittelwert mit Standardabweichung und der Median angegeben. Die Leberproben vom Dorsch wurden zum größten Teil nicht gemessen, weil sie sich wegen der starken Fettmenge nicht trocknen ließen. Zudem spielt der Fettgehalt der Organe bei der Metallakkumulation eine große Rolle (s. Kap. 4).

Tab. 27. Die Zusammenfassung der Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle vom Dorsch (1992/93). n=Anzahl der Proben. Alle Metallangaben beziehen sich auf $\mu\text{g/g}$ TG.

		n	Min.	Max.	Mittel	Stdabw.	Median
Cu	Leber	56	2.8	34.7	11.2	7.2	9.3
	Niere	368	0.8	7.1	3.8	0.7	3.7
	Muskel	37	0.27	0.94	0.54	0.18	0.5
Cd	Leber	57	0.005	0.26	0.055	0.048	0.04
	Niere	366	0.001	0.107	0.023	0.014	0.02
	Muskel	12	0.003	0.14	0.061	0.062	0.035
Zn	Leber	56	22	81	46	13	45
	Niere	360	28	216	107	25	104
	Muskel	37	16.4	60	24.6	7.9	22.3
Hg	Leber	20	0.007	0.09	0.032	0.025	0.02
	Muskel	250	0.06	0.55	0.2	0.08	0.18
	Niere	9	0.062	0.16	0.107	0.029	0.109
Fischlänge(cm)		386	17	85	39	10	37
Fischgewicht (g)		386	55	6.000	678	620	460
Fischalter (jahr)		385	1	7	2.6	0.7	3

Abbildung 34 zeigt die Gewichts- und Längenbeziehung der gesamten untersuchten Dorschproben. Die log transformierten Gewichts- und Längendaten ergeben eine Gerade. Die Steigung ist hoch signifikant unterschiedlich vom Null ($r=0.985$, $n=388$, $p<0.0005$).

Die Hg-Konzentrationen im Dorschmuskel zeigen bei allen Stationen eine positive Korrelation mit zunehmendem Fischgewicht. Dies geht aus der Kovarianzanalyse für alle Stationen hervor ($p<0.0005$). Als Beispiel seien die Hg-Ergebnisse aus Fangstation Süderfahrt (10.02.1992) in Abb. 35 dargestellt.

Die Steigung ist hoch signifikant unterschiedlich vom Null ($r=0.9$, $n=18$, $p<0.0005$). Das Auftrennen der Dorschmuskelproben in Weibchen und Männchen von "Östlich Fehmarn" ergab für beide Geschlechter eine hoch signifikante positive Korrelation mit dem Fischgewicht (Männchen: $r=0.84$, $n=14$, $p<0.0005$; Weibchen: $r=0.87$, $n=21$, $p<0.0005$). Diese Ergebnisse sind in Abb. 36 dargestellt. Die Steigung der Geraden für das Männchen verläuft steiler als die des Weibchens. Die Prüfung der beiden Geraden auf Homogenität hat jedoch ergeben, daß sie von der Parallelität nicht signifikant abweichen ($0.05<p<0.1$).

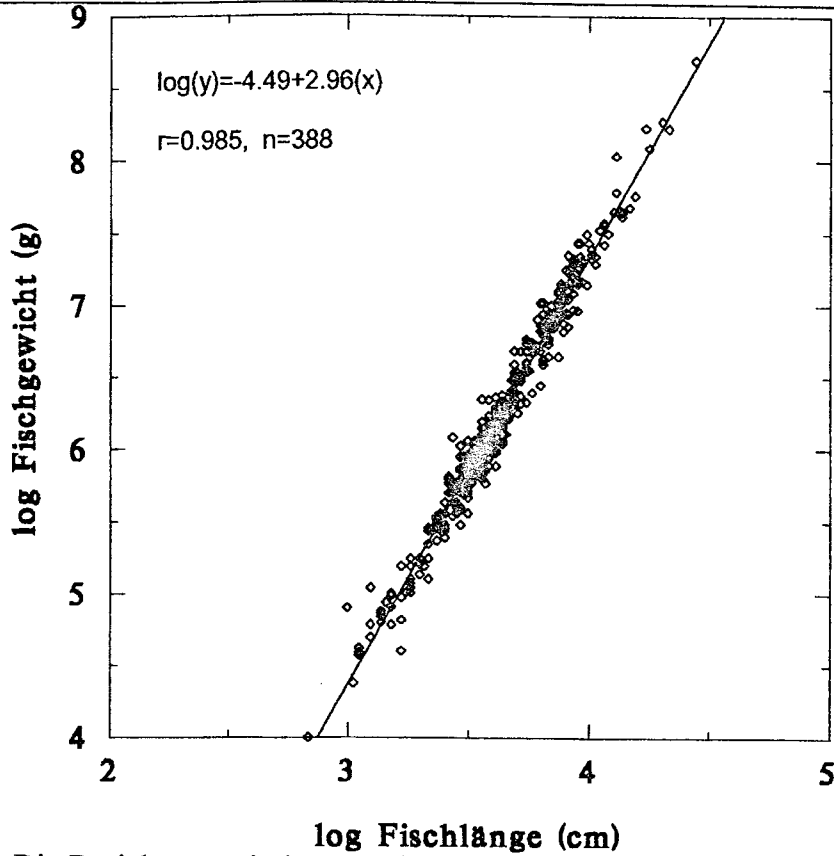


Abb. 34 Die Beziehung zwischen Gewicht und Länge der untersuchten Dorsche. Die Daten sind log transformiert.

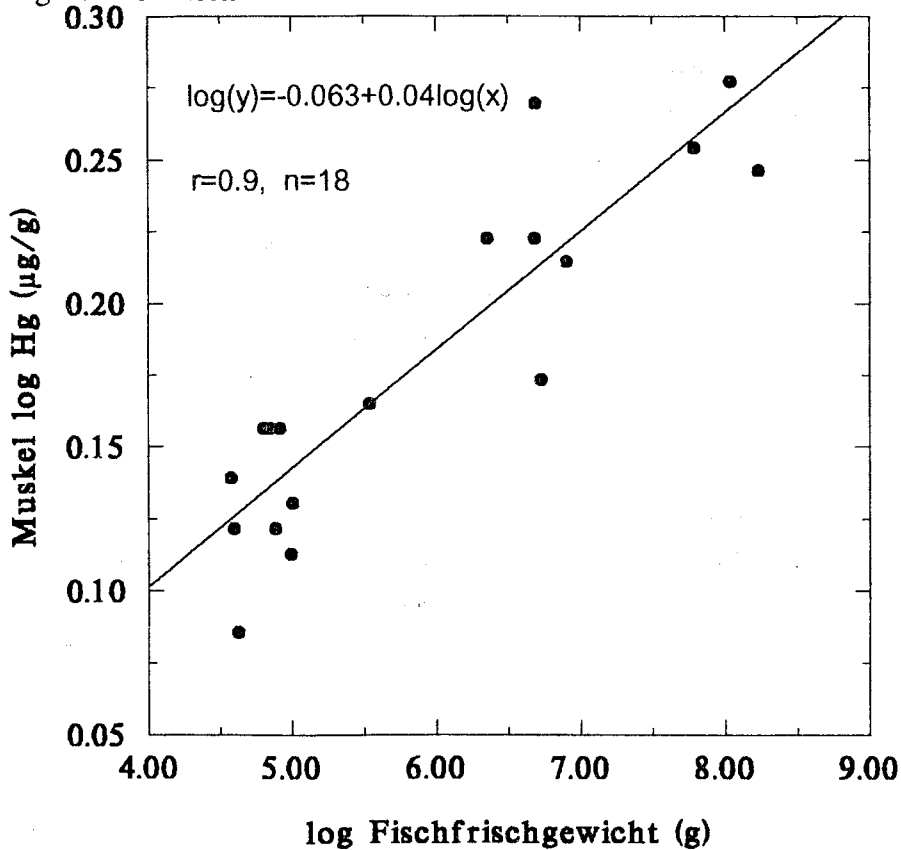


Abb. 35 Die Beziehung zwischen Hg-Konzentration des Dorschmuskels und dem Fischfrischgewicht (Station Süderfahrt, 10.02.1992). Die Daten sind log transformiert. Zu den Hg-Werten wurde 1 addiert.

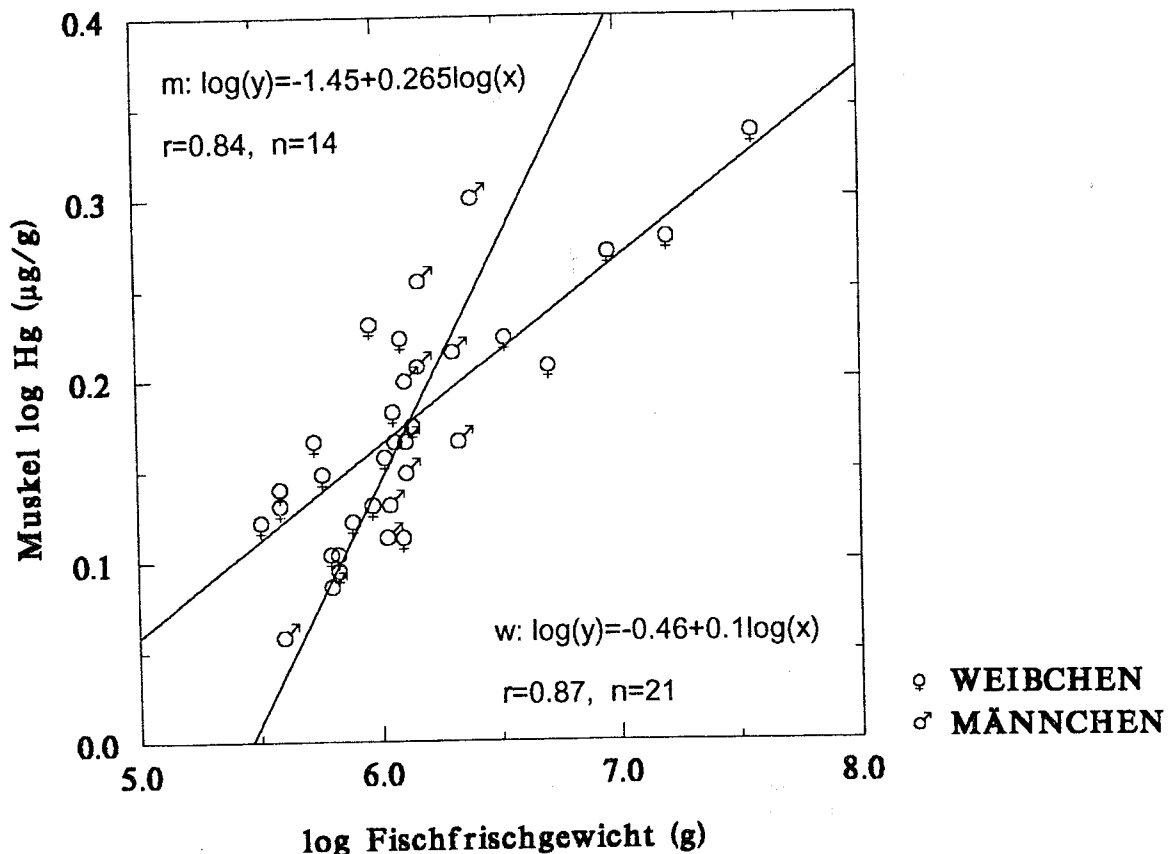


Abb. 36 Die Beziehung zwischen Hg-Konzentration des Dorschmuskels und dem Fischfrischgewicht bei den Weibchen und den Männchen von der Station "Östlich Fehmarn". Beide Daten sind log transformiert. Zu den Hg-Werten wurde 1 addiert.

Die Cd-Konzentrationen in der Dorschniere zeigen in den meisten Stationen keine klare Korrelation mit dem Fischgewicht. Nur bei den Werten der Station SF gibt es schwache negative Korrelationen mit dem Fischgewicht (Tab. 29). Als Beispiel sind die Cd-Werte der Niere aus SF (28.04.93) gegen das Fischgewicht aufgetragen ($r=0.6$, $n=40$, $p<0.0005$, Abb. 37).

Der Vergleich der Metallkonzentrationen von Weibchen und Männchen ergibt bei den Nieren keinen signifikanten Unterschied. In der Leber konnte für die Cd- und Zn-Konzentrationen ein Unterschied festgestellt werden. Die Weibchen weisen in beiden Fällen höhere Konzentration als die Männchen auf. Bei Weibchen beträgt die Cd-Konzentration der Leber 0.052 ± 0.016 und beim Männchen 0.03 ± 0.01 $\mu\text{g/g}$ TG (U-Test, zweiseitig, $F_{1,9}=4.1$, $p<0.05$). Bei Weibchen beträgt die Zn-Konzentration der Leber 54 ± 7 und beim Männchen 39 ± 7 $\mu\text{g/g}$ TG (U-Test, zweiseitig, $F_{1,9}=7.5$, $p<0.05$). Im Muskel haben Weibchen weniger Cu als Männchen (U-Test, zweiseitig, $F_{1,26}=5.01$, $p<0.05$).

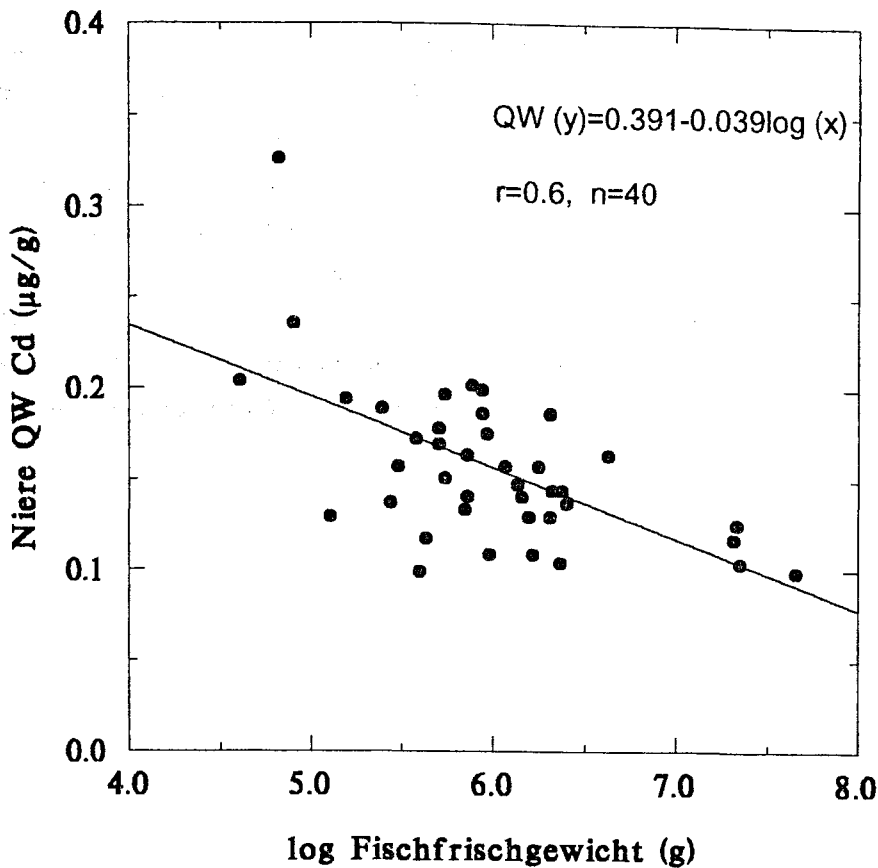


Abb. 37 Die Beziehung zwischen der Cd-Konzentration (QW: Quadratwurzel transformiert) der Dorsniere und Fischfrischgewicht (Station Süderfahrt, 28.04.1993). Das Fischgewicht ist log transformiert.

Der Vergleich der Hg-Konzentrationen im Dorsmuskel von den Stationen Dorschmulde (DM, 27.09.93), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) zeigt keinen signifikanten Unterschied (ANCOVA: $F_{5,47}=2.3$, $0.05 < p < 0.1$). Die Mittelwerte für Hg bewegten sich von 0.14-0.23 µg/g TG. Der Wert für DM ein Jahr davor zeigte eine ähnliche Höhe (0.195 ± 0.08 µg/g TG).

Der Vergleich der Hg-Konzentrationen im Dorsmuskel von den fünf Beprobungszeitpunkten zeigt keinen signifikanten Unterschied (ANOVA: $F_{3,24}=0.26$, $p > 0.1$). Die Mittelwerte für Hg bewegten sich von 0.2-0.24 µg/g TG.

Hg-Konzentrationen wurden trotz der geringen Materialmengen der Niere und Leber auch in diesen Organen gemessen, um einen Vergleich mit der Filet des Dorsches zu ermöglichen. Wegen der geringeren Materialmenge bei der Niere, wurden hier Mischproben aus bis zu 4 Individuen hergestellt. Abb. 38 zeigt die Hg-Konzentrationen des Dorsches in verschiedenen Organen. Die Daten stammen von den Stationen NR und SF (10.02.92 und 21.10.92). Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt bei den Proben der Station SF (10.02.92) einen hoch

signifikanten Unterschied zwischen den Organen (Kruskall-Wallis-Test-Statistik_{2,27} =19.9, $p < 0.0005$). Der darauf folgende U-Test macht deutlich, daß sich die Hg-Konzentration der Leber von der des Muskels und der Niere unterscheidet, während es zwischen Muskel und Niere in der Hg-Konzentration keinen signifikanten Unterschied gibt. Die Leberwerte liegen niedriger. Bei SF (21.10.92) ergab der U-Test zwischen den Hg-Konzentrationen der Leber und dem Muskel ebenfalls einen hoch signifikanten Unterschied (Chi-Quadrat: $F_{1,16}=12.6$, $p < 0.0005$). Von der Station NR bestehen für Niere und Muskel Daten. Der U-Test ergab einen signifikanten Unterschied in der Hg-Konzentration der beiden Organe und zwar waren die vom Muskel höher (U-Test, zweiseitig, $F_{1,61}=26.7$ $P < 0.0005$).

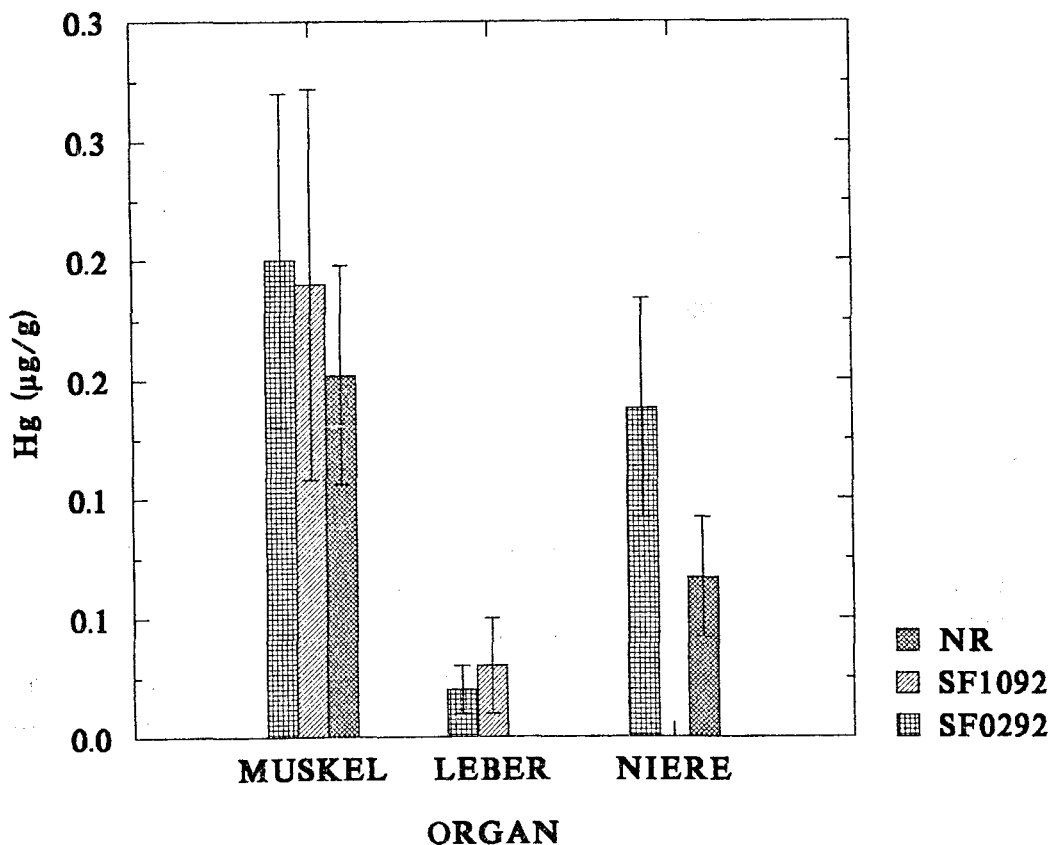


Abb. 38 Vergleich der mittleren Hg-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Dorsches von der Station NR ($n=43,17$), SF (10.02.92) ($n=18,10,2$) und SF (21.10.92) ($n=8,9$). Angaben mit Standardabweichung.

Cadmium

Die Cd-Konzentrationen der Dorschniere weisen zwischen den Stationen Dorschmulde (DM, 27.09.93), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) einen hoch

signifikanten Unterschied auf. Dieses Ergebnis ist in Form von ANOVA und eines anschließenden Tukey-Tests mit den homogenen Gruppen in Tab. 28 dargestellt. Die Cd-Mittelwerte der Gruppen bzw. der Stationen zeigen eine stufenweise Abnahme von Westen nach Osten. Die höchste Cd-Konzentration der Dorschniere ist mit $0.033 \mu\text{g/g TG}$ in der Station DM und die niedrigste mit $0.014 \mu\text{g/g TG}$ in der Station NR zu finden (Abb. 39). Der Wert für die Station DM ein Jahr davor zeigte eine ähnliche Höhe ($0.029 \pm 0.008 \mu\text{g/g TG}$)

Tab. 28 ANOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cd-Konzentrationen in der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=19$. An den $\log *100$ transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	5	1.77	8.147	.000	***
Fehler	108	0.218			

Tukey-Test (95% VB):

Station homogene Gruppen

NR	X		
SF	X	X	
OF		X	X
KF		X	X
SM			X
DM			X

Bei der Cd-Konzentration der Dorschniere wurde zur Prüfung der Variabilität zwischen den fünf Beprobungszeitpunkten die ANCOVA angewandt (Tab. 29). Die Cd-Konzentrationen zeigen im Bezug auf den Zeitpunkt ($p<0.0005$) und auf das Fischgewicht ($p<0.05$) signifikante Unterschiede. An der Tab. 29 sind noch die homogenen Gruppen angeschlossen. Die angepassten Mittelwerte der vier Gruppen sind in Abb. 40 dargestellt. Sie bewegen sich zwischen $0.015 - 0.042 \mu\text{g/g TG}$. Die niedrigste Cd-Konzentration ergab sich für den Oktober. Im Februar steigt sie zum zweitgrößten und im September zum größten Maximum.

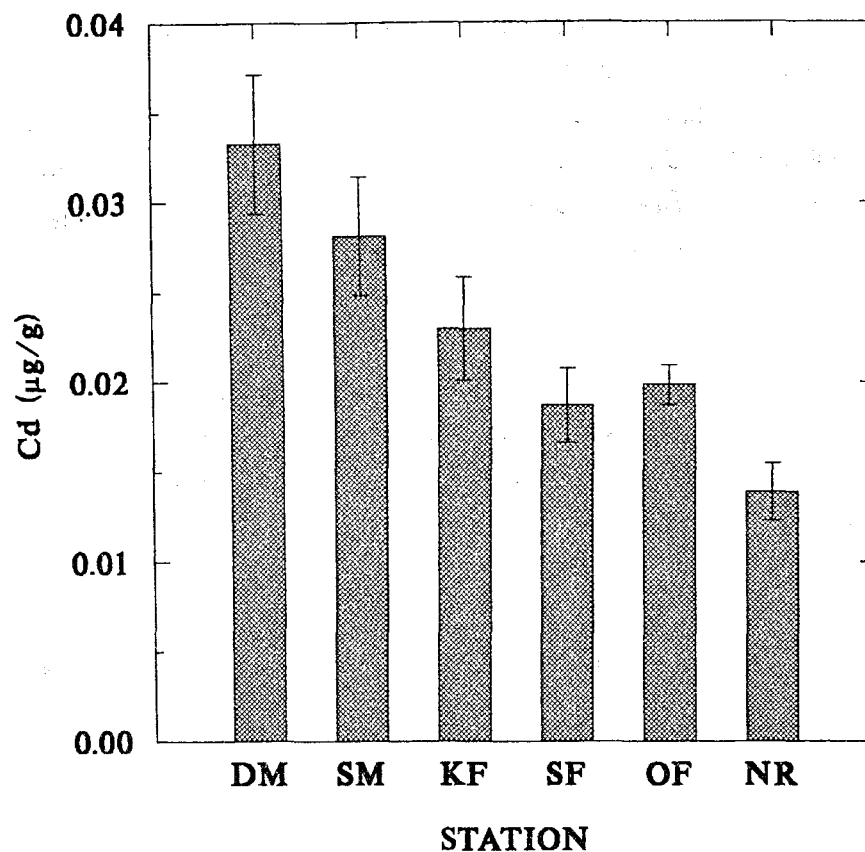


Abb. 39 Die Mittelwerte und Standardfehler der Cd-Konzentrationen in der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=19$.

Tab. 29 ANCOVA und Tukey-Test: Vergleich der Cd-Konzentrationen in der Dorschniere von den fünf Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den $\log \times 100$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Zeitpunkt	4	.939	7.809	.000	***
Fischgewicht	1	.646	5.371	.028	*
Fehler	29	.12			

Tukey-Test (95% VB):

Zeitpunkt	homogene Gruppen	
21.10.92	X	
01.07.93	X	X
28.04.93		X
18.02.93	X	X
24.09.93		X

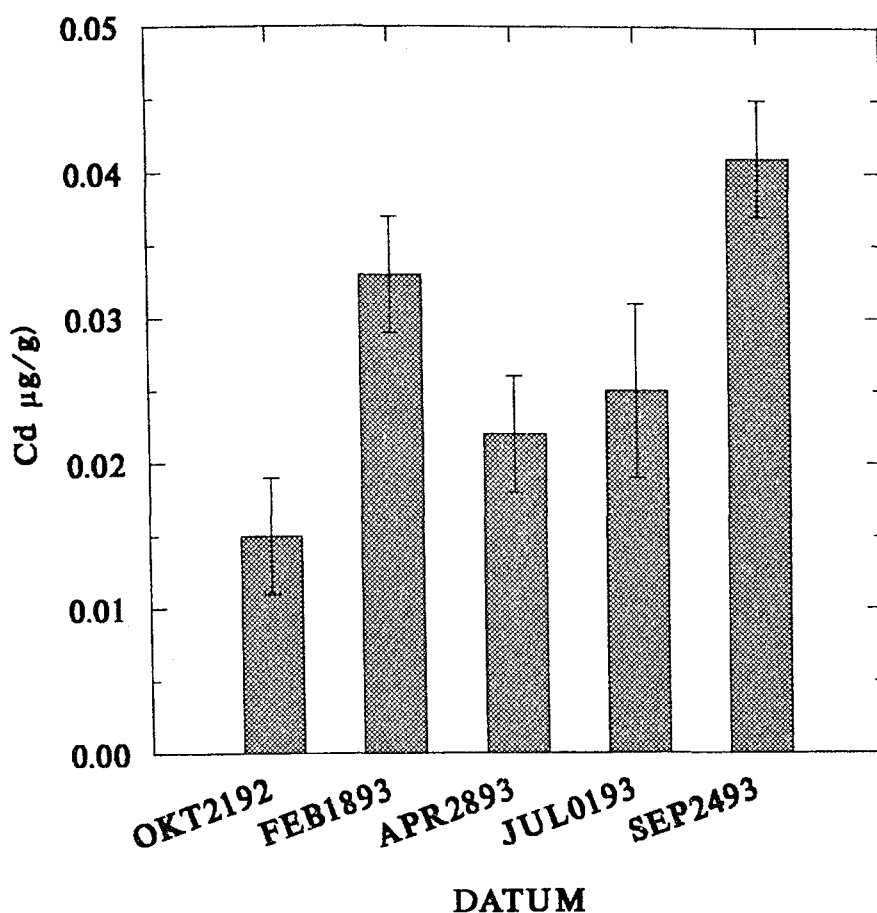


Abb. 40 Die angepaßten Mittelwerte und Standardfehler der Cd-Konzentrationen der Dorschniere von den fünf Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt einen hoch signifikanten Unterschied bei den Cd-Konzentrationen in den Dorschorganen von der Station SF (10.02.92) (Kruskal-Wallis-Test-Statistik_{2,25}=22.8, $p<0.0005$). Der U-Test zeigt, daß sich alle drei Organe von einander unterscheiden und zwar in folgender Form: Muskel < Leber < Niere (Abb. 41). Das Alter bzw. die Größe der Fische wurden nicht berücksichtigt.

Zink

In Tab. 30 sind die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM, 27.09.93), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) aufgeführt. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p<0.0005$). In Abb. 42 sind die Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigsten Zn-Konzentrationen weisen

die Stationen KF und SF (um 100 µg/g TG) und die höchsten Konzentrationen die Stationen SM und NR (über 120 µg/g TG) auf. Der Wert für DM von einem Jahr davor war fast identisch (114 ± 40 µg/g TG).

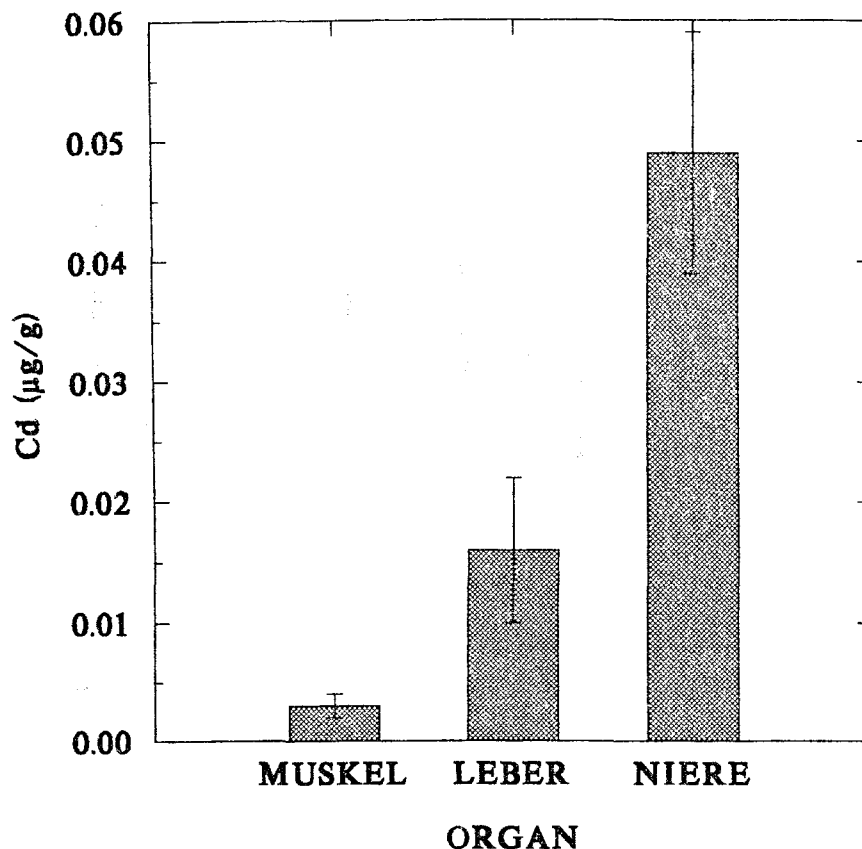


Abb. 41 Vergleich der mittleren Cd-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Dorsches von der Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n = 6, 14, 8$). Angaben mit Standardabweichung.

Tabelle 31 gibt die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von den fünf Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt) wieder. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Zeitpunkten ist hoch signifikant ($p < 0.0005$). Das Fischgewicht trägt zur Variabilität der Zn-Konzentration ebenfalls bei ($p > 0.05$). In Abb. 43 sind die angepaßten Mittelwerte der Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von fünf Zeitpunkten dargestellt. Die Abbildung weist im April den tiefsten Punkt (90 µg/g Zn TG) und im Oktober ein Maximum (ca. 135 µg/g TG) auf.

Tab. 30 ANOVA und Tukey-Test :Vergleich der Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=19$. An den log transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	5	.231	5.297	.000	***
Fehler	108	.044			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen	
KF	X	
NR	X	
DM	X	X
OF	X	X
SM		X X
SF		X

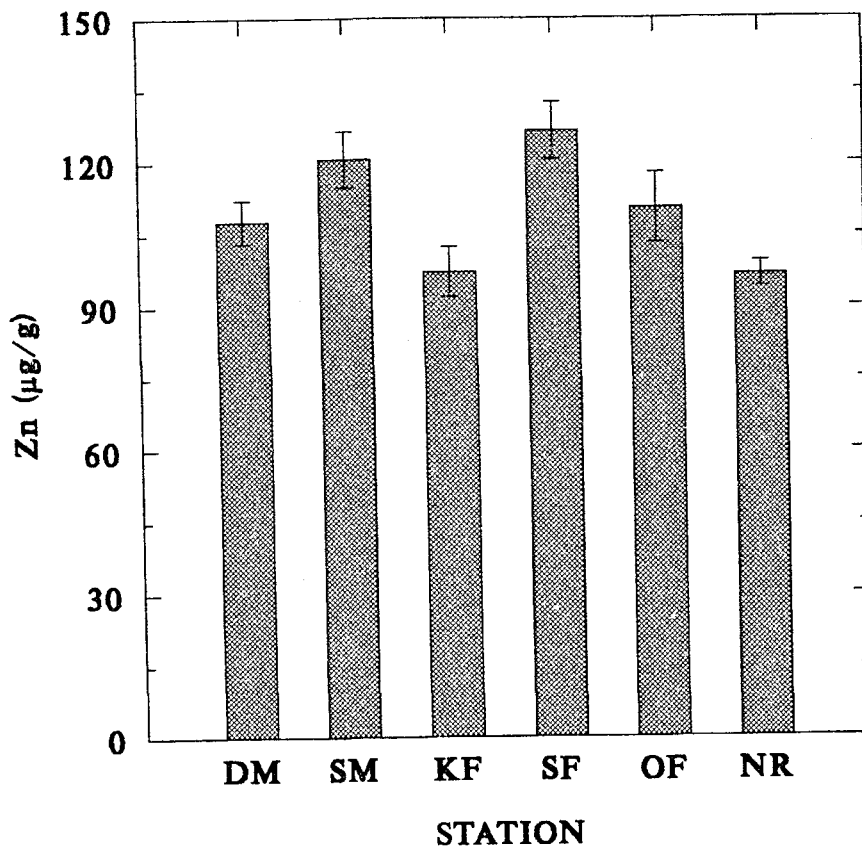


Abb. 42 Mittelwerte und Standardfehler der Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=19$.

Tab. 31 ANCOVA und Tukey-Test: Vergleich der Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von den fünf Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=7$. An den reziprok transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Zeitpunkt	4	.000	9.373	.000	***
Fischgewicht	1	.000	4.343	.046	*
Fehler	29	.000			

Tukey-Test (95% VB):

Zeitpunkt	homogene Gruppen
21.10.92	X
18.02.93	X X
01.07.93	X
24.09.93	X
28.04.93	X

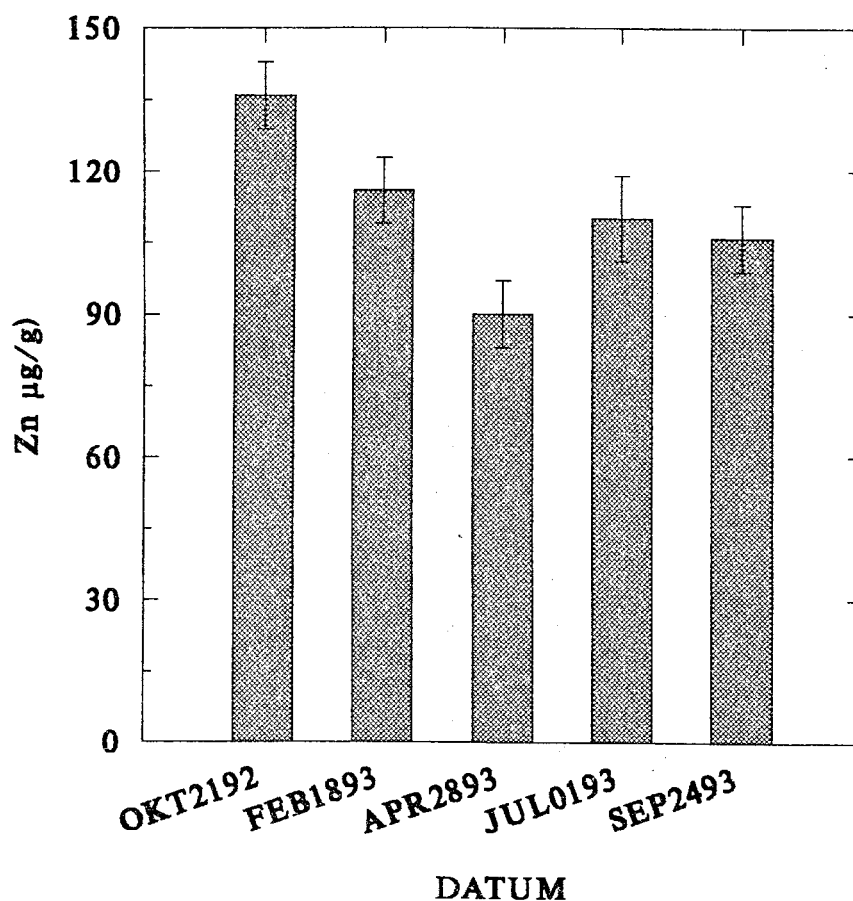


Abb. 43 Die angepaßten Mittelwerte und Standardfehler der Zn-Konzentrationen in der Dorschniere von den fünf Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Die Zn-Konzentrationen in den drei untersuchten Organen unterscheiden sich in folgender Form: Muskel < Leber < Niere. Dies zeigt Abb. 44 anhand der Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) deutlich. Der Kruskal-Wallis-Test und der anschließende U-Test zeigen, daß sich die Ergebnisse der Organe für SF hoch signifikant voneinander unterscheiden (Kruskal-Wallis-Test-Statistik_{2,34}=26, $p < 0.0005$). Das Alter der Fische wurde nicht berücksichtigt.

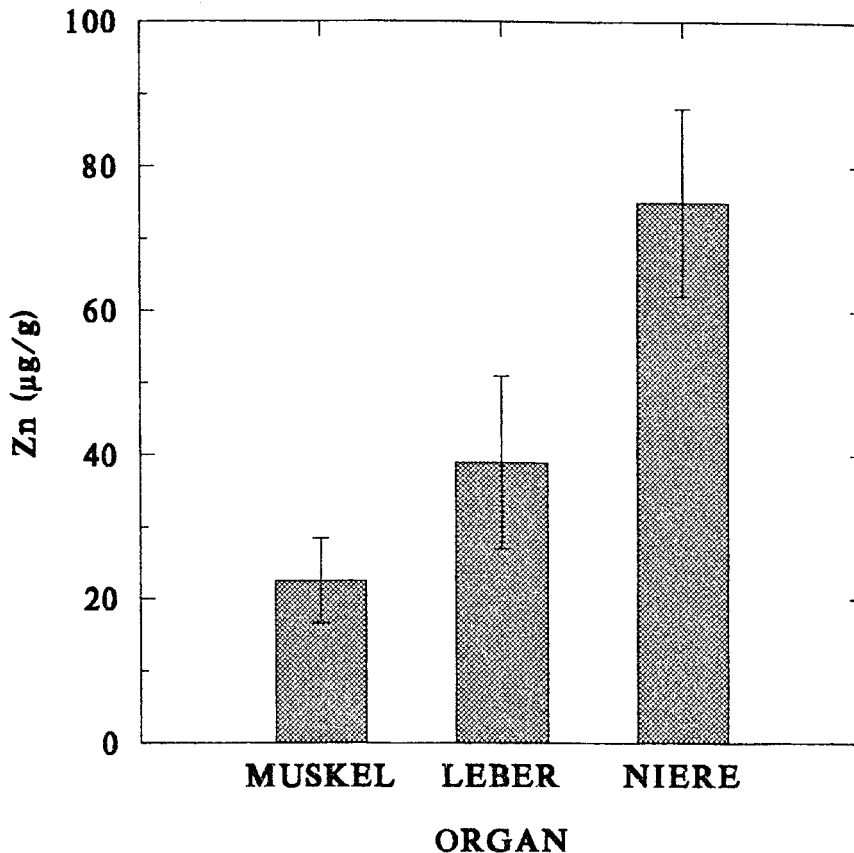


Abb. 44 Vergleich der mittleren Zn-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Dorsches aus Station Süderfahrt (SF, 10.02.92) ($n = 17, 13, 7$). Angaben mit Standardabweichung.

Kupfer

In Tab. 32 sind die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Cu-Konzentrationen in der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM, 27.09.93), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF, 21.10.92), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR) dargestellt. Die Variabilität der Cu-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p < 0.0005$). In Abb. 45 sind die Mittelwerte der Cu-Konzentrationen in der Dorschniere von den oben genannten Stationen dargestellt. Die Mittelwerte liegen zwischen 3.3-4.7 µg Cu/g

TG. Die Stationen SF und OF haben die höchsten Cu-Konzentrationen, KF und DM die niedrigsten Konzentrationen. Der Wert für DM ein Jahr davor lag höher ($4.5 \pm 0.33 \mu\text{g/g TG}$).

Die Cu-Werte der Leberproben von den Stationen OF, SF (21.10.92) und KF unterscheiden sich signifikant voneinander (Kruskall-Wallis-Test_{2,39}=9.44, $p < 0.01$). Der zweiseitige U-Test zeigt, daß die Station SF(21.10.92) einen höheren Cu-Wert aufweist, als die Werte von den Stationen KF und OF. Die Cu-Werte in der Leber von den Stationen KF und OF unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (s. Abb. 47). Das Alter der Fische wurde nicht berücksichtigt.

Tab. 32 ANOVA und Tukey-Test : Vergleich der Cu-Konzentrationen in der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit $n=19$. An den exp 1.5 transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	5	33.28	7.457	.000	***
Fehler	108	4.46			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen		
DM	X		
KF	X		
NR	X		
SM	X	X	
OF		X	X
SF			X

Tabelle 33 zeigt die Ergebnisse der ANOVA für die Überprüfung der Variabilität der Cu-Konzentrationen in der Dorschniere zwischen den fünf Beprobungszeitpunkten in Süderfahrt. Die Cu-Konzentrationen zeigen im Bezug auf den Zeitpunkt einen signifikanten Unterschied ($p < 0.0005$). An der Tab. 31 sind noch die homogenen Gruppen angeschlossen und zeigen welche Gruppen sich nun voneinander unterscheiden. Die Mittelwerte der Gruppen sind in Abb. 46 dargestellt. Sie bewegen sich zwischen $3.3 - 4.5 \mu\text{g/g TG}$. Die niedrigste Cu-Konzentration ist im Februar zu finden. Sie steigt dann allmählich an. Im Oktober bildet die Cu-Konzentration ein deutliches Maximum.

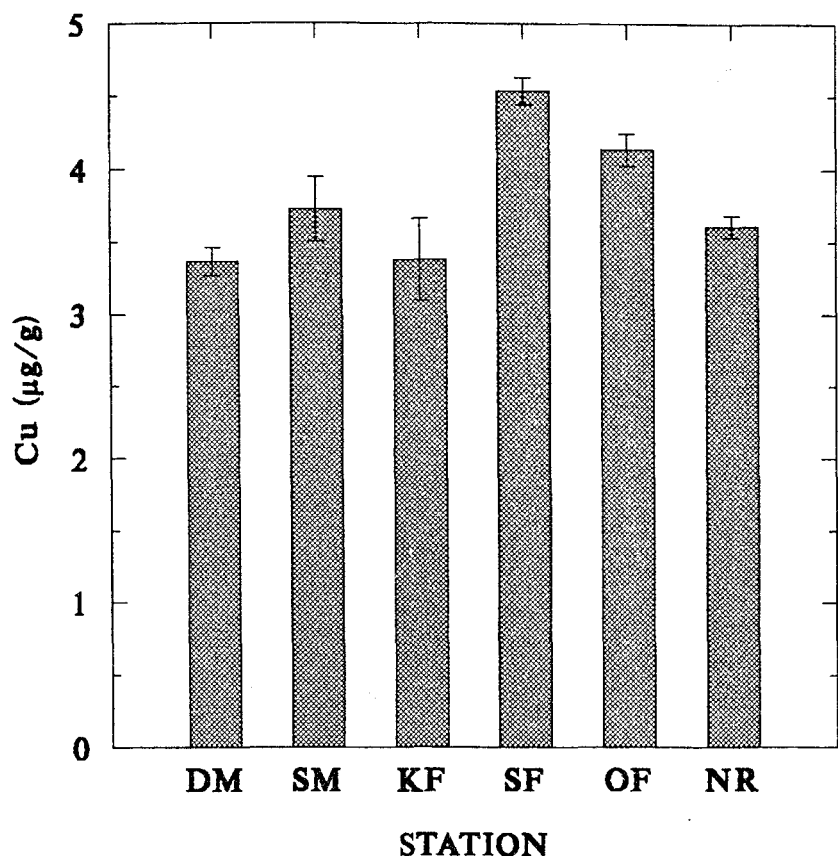


Abb. 45 Die Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen der Dorschniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Schleimünde (SM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und "Nördlich Rügen" (NR). Die Daten sind balanciert mit n=19.

Tab. 33 ANOVA und Tukey-Test: Vergleich der Cu-Konzentrationen in der Dorschniere von den fünf Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit n=7. An den log +1 transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Zeitpunkt	4	.076	5.238	.003	**
Fehler	30	.015			

Tukey-Test (95% VB):

Zeitpunkt	homogene Gruppen	
18.02.93	X	
01.07.93	X	X
28.04.93	X	X
24.09.93		X
21.10.92		X

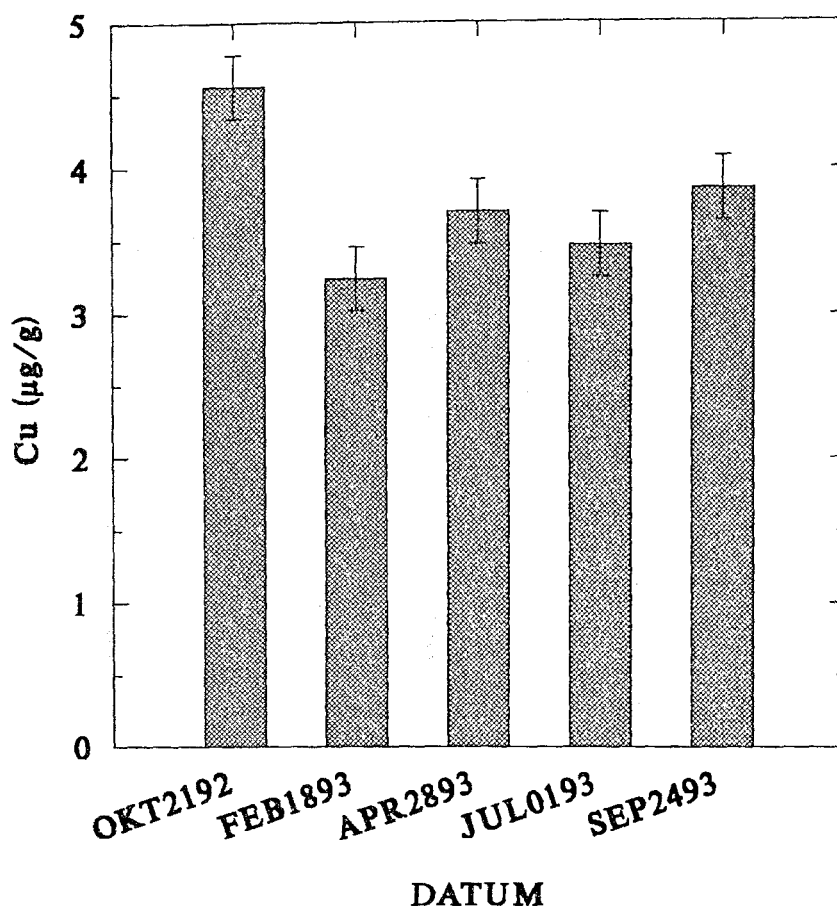


Abb. 46 Die Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen der Dorschniere von den fünf Beprobungszeitpunkten (Station Süderfahrt). Die Daten sind balanciert mit $n=7$.

Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt einen signifikanten Unterschied bei den Cu-Konzentrationen in den Dorschorganen aus Station SF (10.02.92) (Kruskal-Wallis-Test-Statistik_{2,37}=28.8, $p<0.0005$). Der U-Test zeigt, daß ein Unterschied zwischen dem Muskel einerseits und der Leber und der Niere andererseits besteht. Die Konzentrationen der Leber und der Niere unterscheiden sich hier nicht signifikant. Die Cu-Konzentrationen des Dorschmuskels liegen unter 1 µg/g, die von Leber und Niere über 5 µg/g TG. In den Stationen SF (20.10.92) und KF sind die Cu-Werte der Leber hochsignifikant höher als die Nierenwerte (U-Test, zweiseitig, $F_{1,24}=14.9$, $p<0.0005$ bzw. $F_{1,39}=20.7$, $p<0.00005$). In der Station OF unterscheiden sich alle drei Organe in folgender Reihenfolge hoch signifikant von einander: Muskel < Niere < Leber (Kruskal-Wallis-Test_{2,83}=58.7, $p<0.00005$) (Abb. 47). Das Alter bzw. die Größe der Fische wurde nicht berücksichtigt.

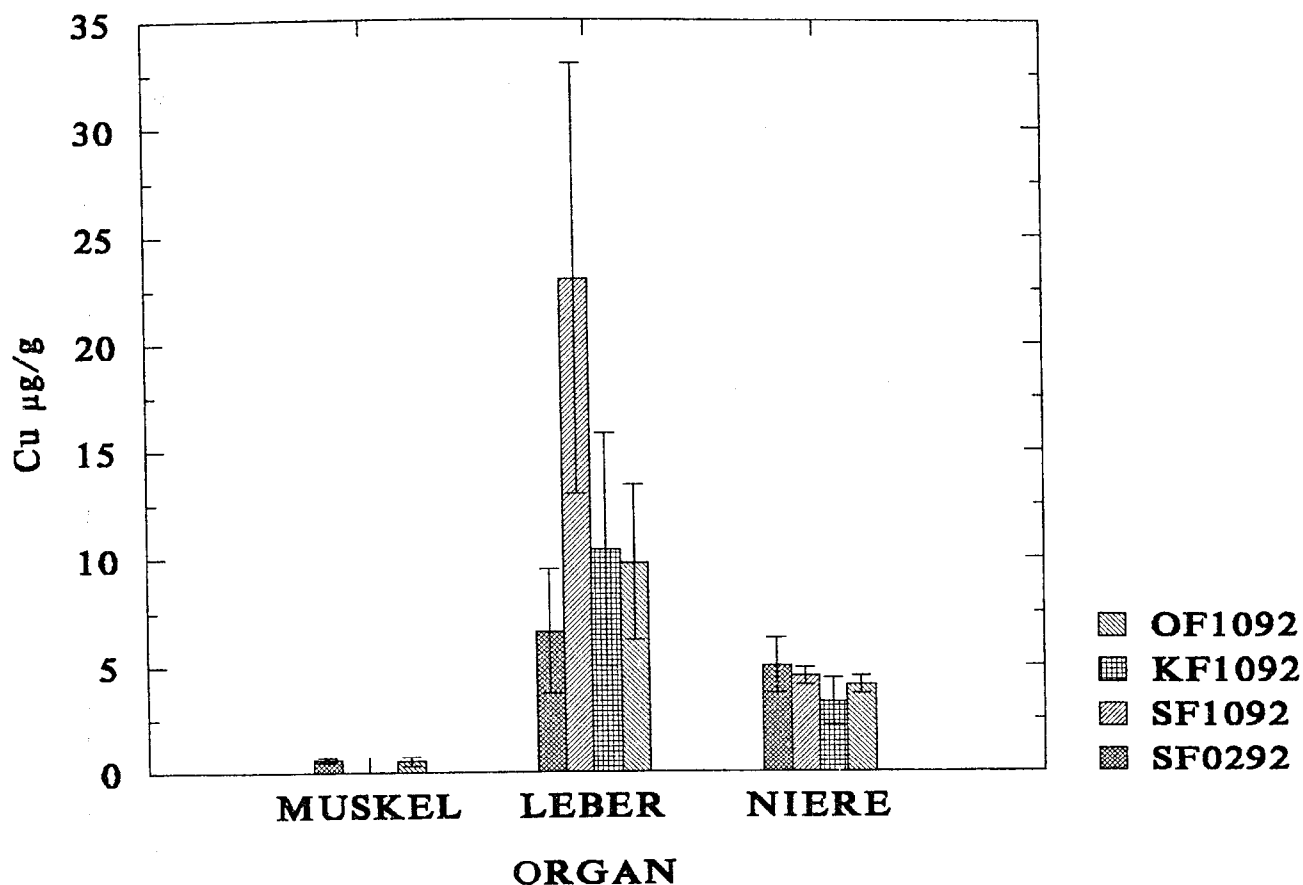


Abb. 47 Vergleich der mittleren Cu-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Dorsches von der Station SF (10.02.92) ($n = 18, 14, 8$), SF (20.10.92) ($n = 7, 19$), KF ($n = 7, 24$) und OF ($n = 12, 18, 56$). Angaben mit Standardabweichung.

3.1.4. Hering

Die Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle vom Hering sind unabhängig von der Fischgröße bzw. dem -gewicht, der Station und dem Beprobungszeitpunkt in Tab. 34 zusammengefaßt. Hier sind die Anzahl der Proben (n), das Minimum, das Maximum, der Mittelwert mit Standardabweichung und der Median angegeben.

Tab. 34 Die Zusammenfassung der Gesamtergebnisse aller untersuchten Metalle vom Hering (1992/93). n=Anzahl der Proben. Alle Metallangaben beziehen sich auf $\mu\text{g/g}$ TG.

		n	Min.	Max.	Mittel	Stdabw.	Median
Cu	Leber	156	2.6	39	13.9	6.76	11.8
	Niere	154	1	11	3.9	1.5	4
	Muskel	22	1	2.1	1.6	0.28	1.6
Cd	Leber	166	0.15	3.53	0.95	0.61	0.8
	Niere	157	0.13	5.23	1.44	0.8	1.34
	Muskel	20	0.001	0.015	0.004	0.004	0.002
Zn	Leber	151	32	313	102	41	95
	Niere	151	21	182	68	28	62
	Muskel	24	5.9	33.4	13.3	7.4	11.8
Hg	Leber	11	0.07	0.19	0.11	0.03	0.12
	Niere	9	0.06	0.16	0.11	0.03	0.11
	Muskel	134	0.007	0.22	0.077	0.042	0.07
Fischlänge(cm)		187	13.5	30	20.4	3.7	19.5
Fischgewicht (g)		187	20	248	70	49	49
Fischalter (jahr)		151	1	6	2.6	1	2

Abbildung 48 zeigt die Gewichts- und Längenbeziehung der gesamten untersuchten Heringsproben. Die Steigung ist hoch signifikant verschieden von Null ($r=0.976$, $n=187$, $p<0.0005$).

Die Hg-Konzentrationen im Heringsmuskel zeigen bei allen Stationen eine positive Korrelation mit zunehmendem Fischgewicht. Dies geht auch aus der Kovarianzanalyse für alle Stationen in Tab. 35 hervor. Als Beispiel sind die Hg-Ergebnisse von der Station Bornholm Becken in Abb. 49 dargestellt. Die Steigung ist hoch signifikant verschieden von Null ($r=0.85$, $n=42$, $p<0.0005$).

Die Cd-Konzentrationen in der Heringsniere und der Heringsleber von der selben Station ergaben ebenfalls positive Korrelationen mit dem Fischgewicht (Niere: $r=0.66$, $n=44$, $p<0.0005$, Abb. 50; Leber: $r=0.74$, $n=40$, $p<0.0005$, Abb. 51). Die Kovarianzanalyse in Tab. 36 zeigt eine hoch signifikante Abhängigkeit der Cd-Konzentrationen der Leber mit dem Fischgewicht ($p<0.0005$). Das Auftrennen der Heringsleberproben in Weibchen und Männchen von der Kieler Förde ergab für

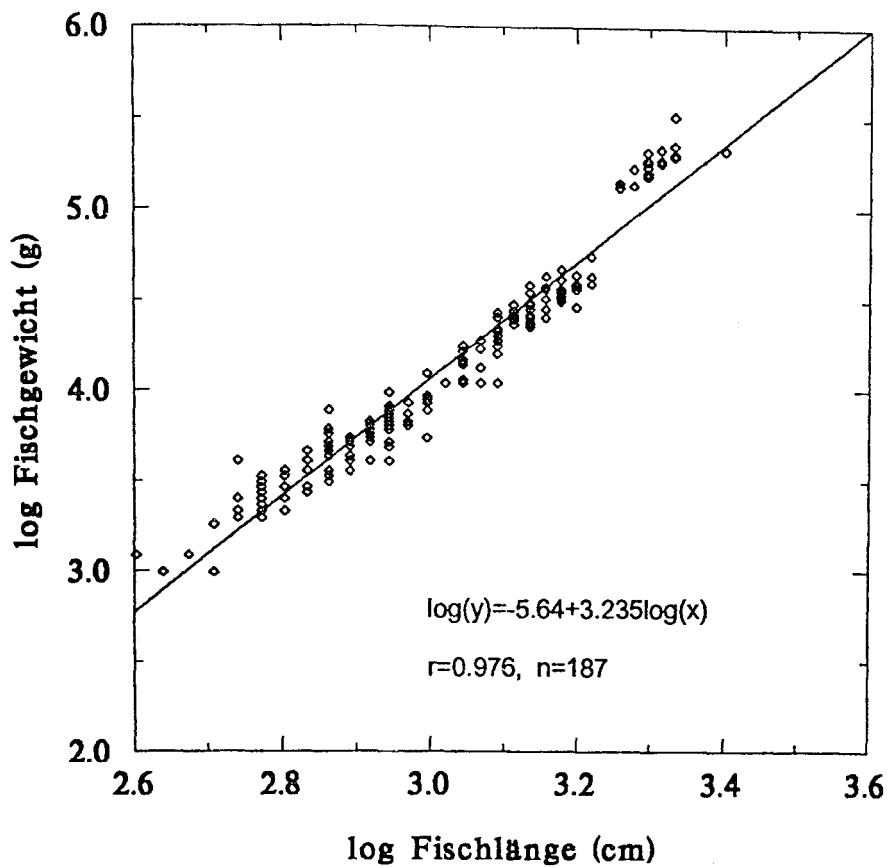


Abb. 48 Die Beziehung zwischen Gewicht und Länge der untersuchten Heringe. Die Daten sind log transformiert.

das Männchen eine hoch signifikante positive Korrelation mit dem Fischgewicht ($r=0.73, n=20, p<0.0005$, Abb. 52). Im Gegensatz dazu zeigte die Kurve für das Weibchen keinen signifikant positiven Verlauf ($r=0.2, n=26, p>0.1$, Abb. 52). Die Prüfung der beiden Kurven auf Homogenität hat ergeben, daß sie nicht homogen sind, d.h. sich signifikant voneinander unterscheiden ($p<0.05$). Diese Prüfung nach Unterschieden in der Art der Anreicherung zwischen den Weibchen und den Männchen konnte nicht überall durchgeführt werden, da die Stationen meistens nicht eine genügende Anzahl geeigneter Proben von beiden Geschlechtern aufwiesen, um eine Regressionsanalyse durchzuführen.

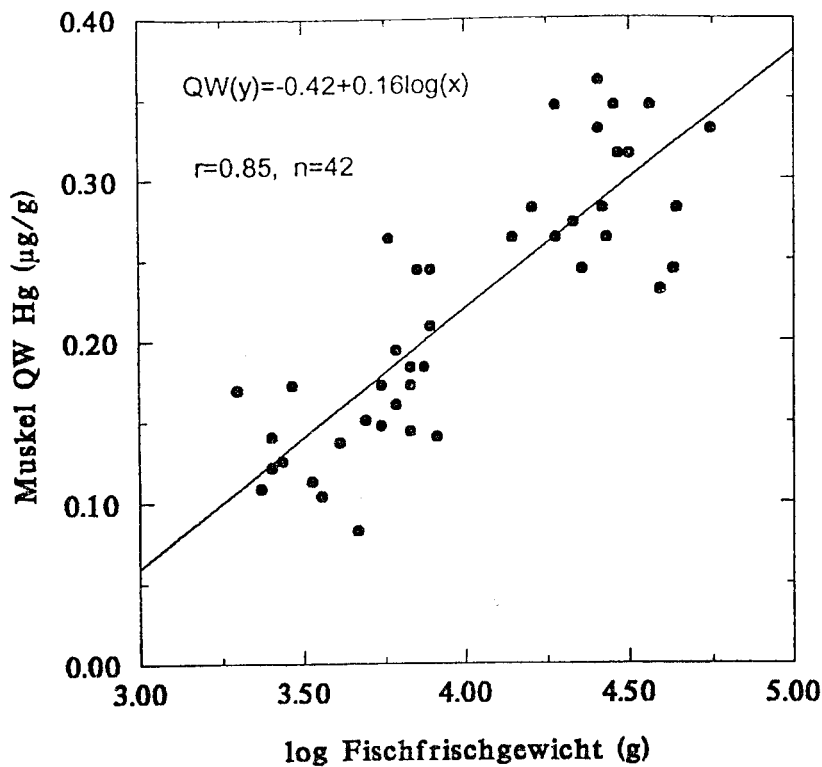


Abb. 49 Die Beziehung zwischen der Hg-Konzentration (QW: Quadratwurzel transformiert) in der Heringsmuskulatur und dem Fischfrischgewicht (log transformiert) von der Station Bornholm Becken ($p < 0.0005$).

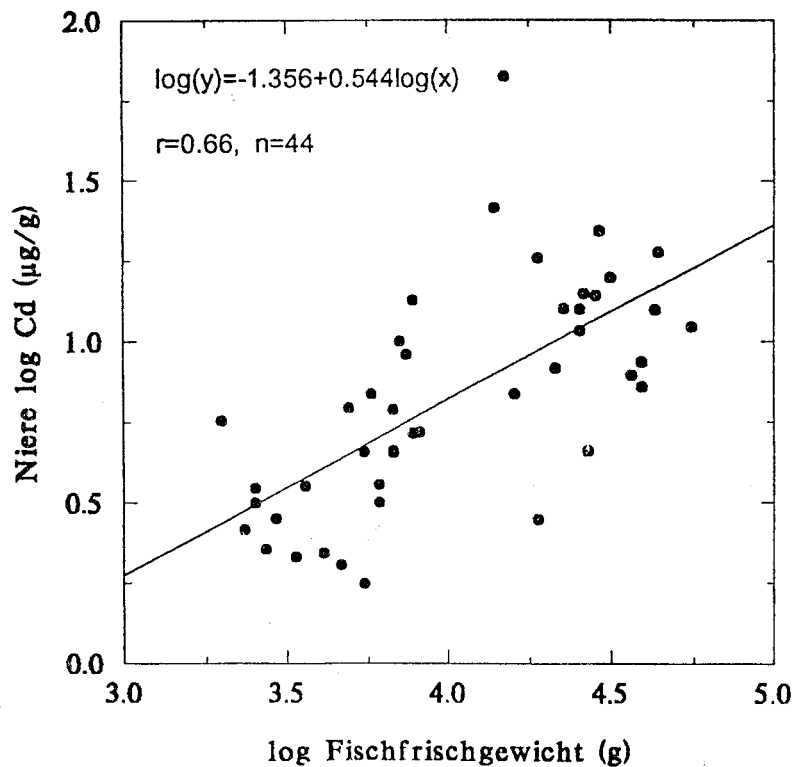


Abb. 50 Die Beziehung zwischen der Cd-Konzentration in der Heringsniere und dem Fischfrischgewicht von der Station Bornholm Becken. Die Daten sind log transformiert. Zu den Cd-Werten wurde +1 hinzu addiert ($p < 0.0005$).

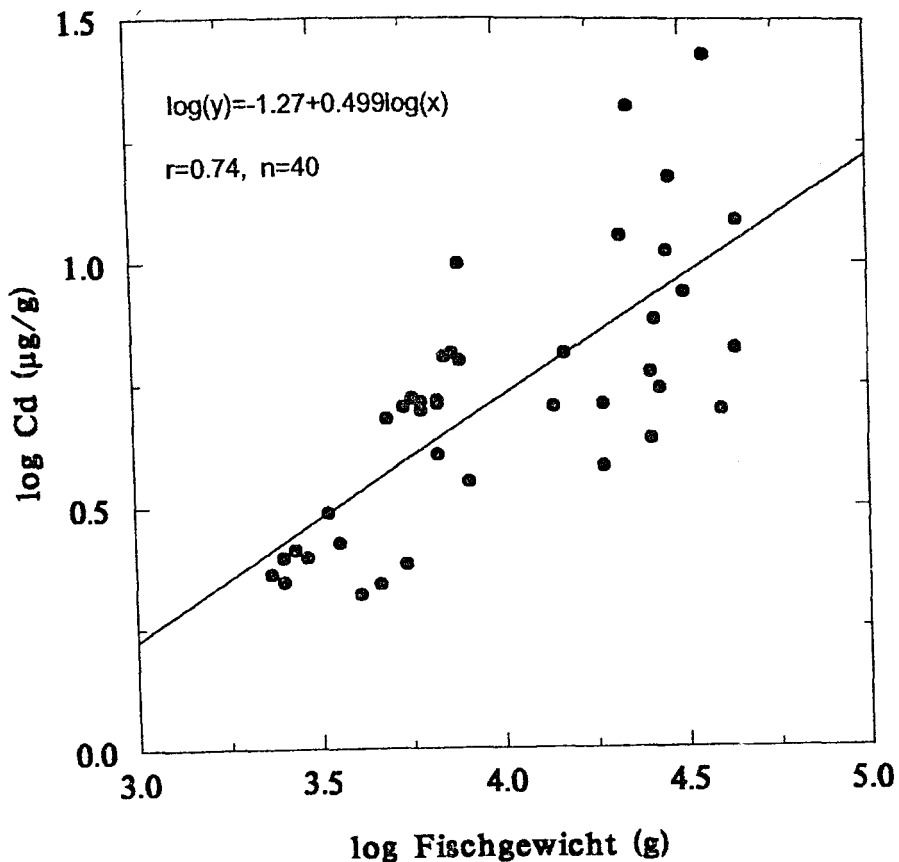


Abb. 51 Die Beziehung zwischen Cd-Konzentration in der Heringsleber und dem Fischfrischgewicht von der Fangstation Bornholm Becken ($p < 0.0005$).

In der Station KF wurden zusätzlich zwischen Weibchen und Männchen Unterschiede in der Höhe der Metallakkumulation festgestellt. Der Vergleich der Metallkonzentrationen bei zweijährigen Männchen und Weibchen ergab, daß die Leberkonzentrationen von Cu mit 24.4 ± 7 , Cd 1.32 ± 0.28 und Zn mit 180 ± 69 beim Männchen höher als beim Weibchen liegen (11.9 ± 4.3 , 0.8 ± 0.41 bzw. 125 ± 60 µg/g TG). Der zweiseitige U-Test zeigt, daß diese Ergebnisse für Cu ($F_{1,18} = 10.9$, $p < 0.005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz **) und Cd ($F_{1,18} = 5.7$, $p < 0.05$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz *) signifikant, aber bei Zn nicht signifikant sind ($F_{1,18} = 3.4$, $0.05 < p < 0.1$).

Der Vergleich der Cd-Konzentrationen bei dreijährigen Männchen und Weibchen ergab, daß die Leberkonzentrationen von Cu mit 21.4 ± 7.6 , Cd mit 1.86 ± 0.77 und die Nierenkonzentration von Cd mit 2.05 ± 0.56 beim Männchen ebenfalls höher als beim Weibchen liegen (15.5 ± 7.1 , 1.04 ± 0.47 bzw. 1.65 ± 0.63 µg/g TG). Der zweiseitige U-Test zeigt, daß diese Ergebnisse mit Ausnahme von Cu ($F_{1,24} = 4.4$, $p < 0.05$, Bonferroni-korrigiert nicht signifikant), für Cd der Leber ($F_{1,24} = 7.4$, $p < 0.01$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz *) und für Cd der Niere ($F_{1,24} = 4.9$, $p < 0.05$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz *) signifikant sind.

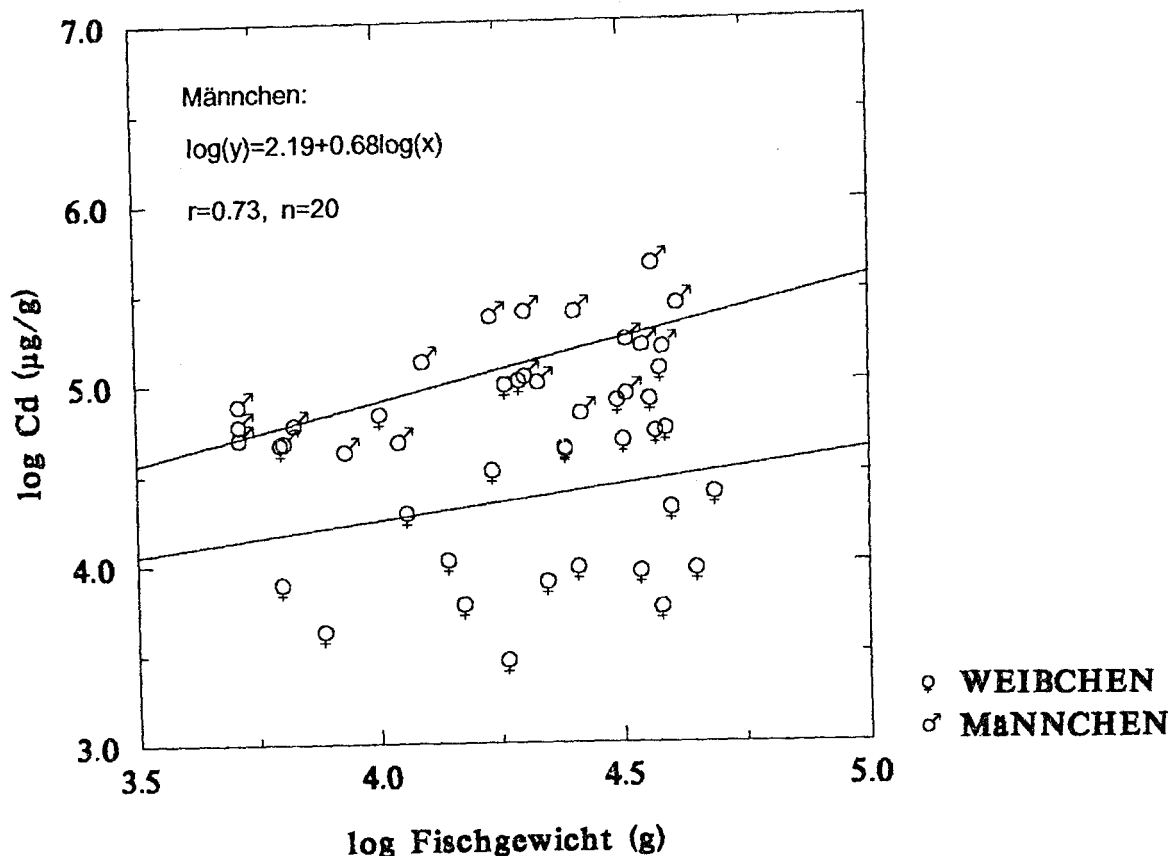


Abb. 52 Die Beziehung zwischen Cd-Konzentration der Heringsleber und dem Fischfrischgewicht bei Weibchen ($n=26, p>0.1$) und Männchen ($r=0.73, n=20, p<0.0005$) von der Station Kieler Förde. Beide Datensätze sind log transformiert. Cd-Daten sind mit 100 multipliziert.

Nimmt man die beiden Altersklassen (2 und 3) zusammen, zeigen die Cd- und die Cu-Konzentrationen der Heringsleber und die Zn-Konzentrationen der Heringsniere der beiden Geschlechter klare Unterschiede. Die Weibchen weisen niedrigere Konzentrationen als die Männchen auf. Der zweiseitige U-Test ergibt für Cd in der Leber: $F_{1,46}=13.2, p<0.0005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz ***; für Cu in der Leber: $F_{1,46}=14.95, p<0.0005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz ***; für Zn in der Niere: $F_{1,46}=6, p<0.05$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz *). Auch die Zn-Konzentrationen der Leber weisen Unterschiede auf ($F_{1,46}=4.02, p<0.05$, Bonferroni-korrigiert nicht signifikant).

Die Zn-Konzentrationen der Heringe korrelieren ebenfalls mit dem Fischfrischgewicht. Aus Tab. 41 geht auch hervor, daß die Zn-Konzentrationen der Heringsniere eine Abhängigkeit vom Fischgewicht zeigen. Die Korrelationen der Leber und Niere zeigen jedoch keine einheitliche Richtung. Abb. 53 zeigt eine negative Korrelation der Heringsniere mit dem Fischgewicht von der Station

Süderfahrt ($r=0.75$, $n=19$, $p<0.0005$). Die Zn-Konzentrationen der Heringsleber von der Station Bornholm Becken zeigen mit dem Fischgewicht hingegen eine positive Korrelation ($r=0.71$, $n=42$, $p<0.0005$, Abb. 54).

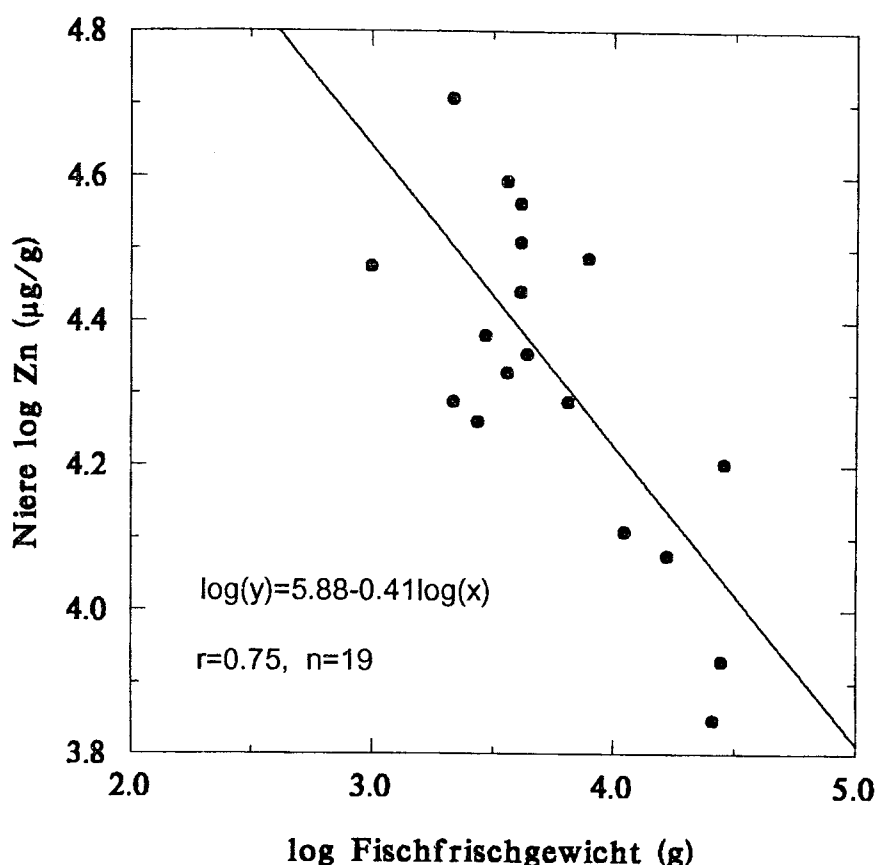


Abb. 53 Die Beziehung zwischen der Zn-Konzentration in der Heringsniere und dem Fischfrischgewicht von der Fangstation Süderfahrt ($p<0.0005$). Die Daten sind log transformiert.

In der Heringsleber korrelieren Cd und Cu ($r=0.82$, $n=48$, $p<0.0005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz ***, Station Kieler Förde, Abb. 55), Cd und Zn ($r=0.71$, $n=36$, $p<0.0005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz ***, Station Bornholm Becken, Abb. 56) und Cu und Zn ($r=0.88$, $n=11$, $p<0.0005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz ***, Station "Östlich Fehmarn", Abb. 57) positiv miteinander.

Bei der Heringsniere korrelieren Cd und Zn (Station "Östlich Fehmarn": $r=0.72$, $n=12$, $p<0.01$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz *; Station Lübecker Bucht: $r=0.82$, $n=15$, $p<0.0005$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz ***, Abb. 58) und Cu und Zn ($r=0.74$, $n=11$, $p<0.01$, Bonferroni-korrigierte Signifikanz *, Abb. 59) positiv miteinander.

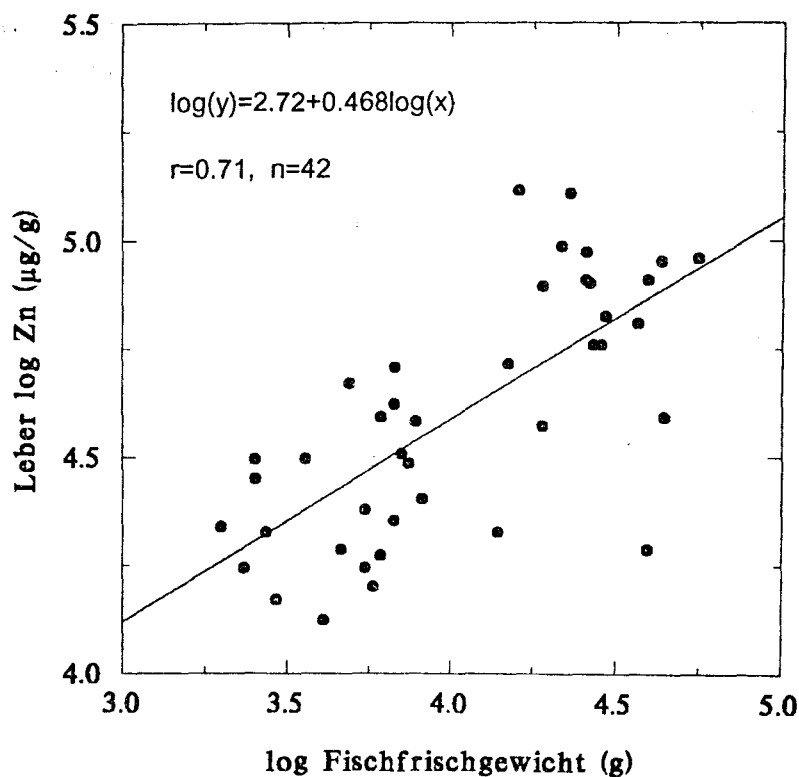


Abb. 54 Die Beziehung zwischen der Zn-Konzentration in der Heringsleber und dem Fischfrischgewicht von der Fangstation Bornholm Becken ($p < 0.0005$). Die Daten sind log transformiert.

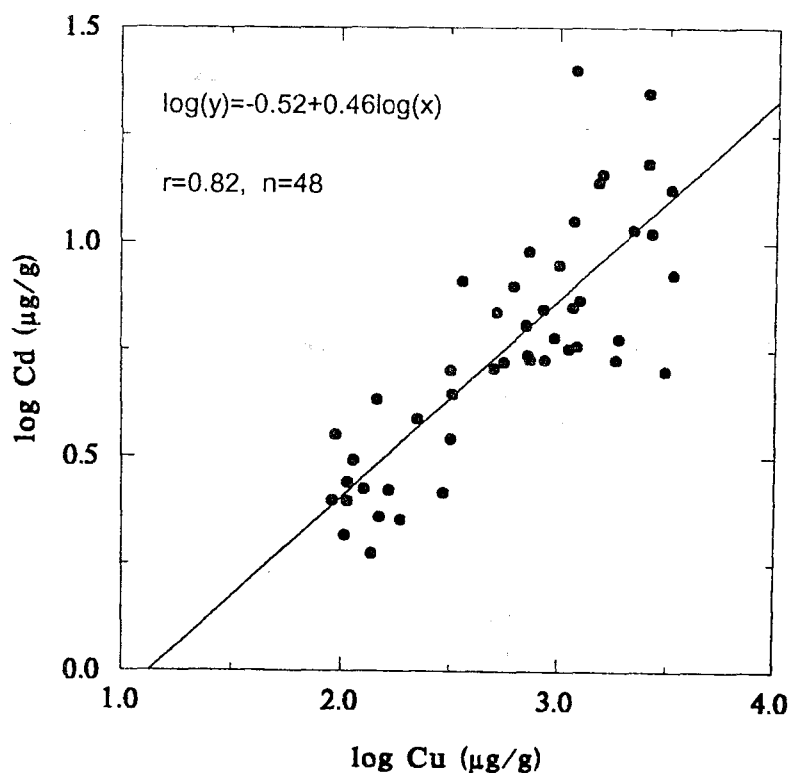


Abb. 55 Die Beziehung zwischen Cd- und Cu-Konzentration in der Heringsleber von der Station Kieler Förde ($p < 0.0005$). Die Daten sind log+1 transformiert.

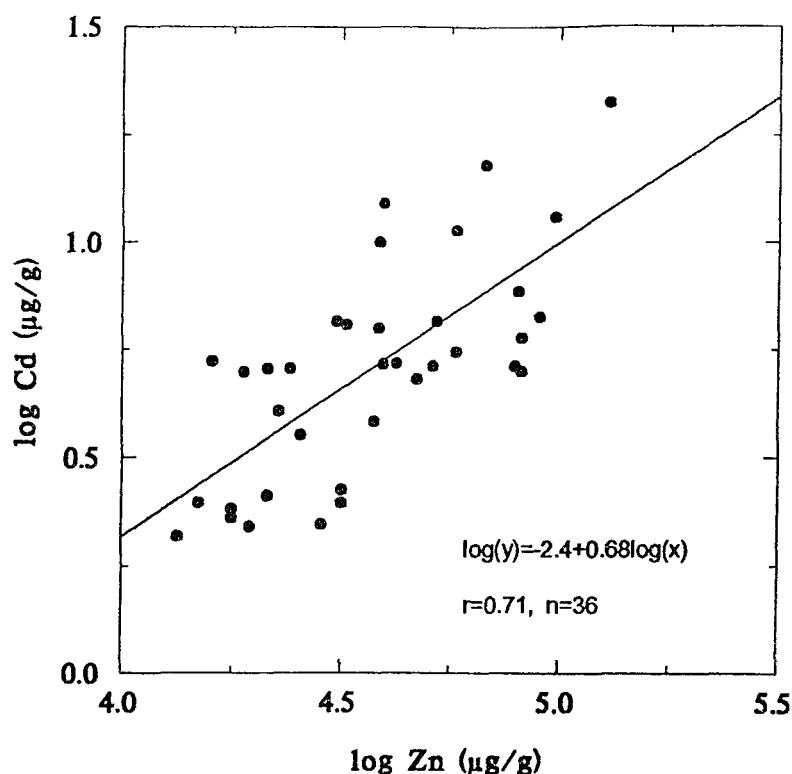


Abb. 56 Die Beziehung zwischen Cd- und Zn-Konzentration in der Heringsleber von der Station Bornholm Becken ($p < 0.0005$). Die Daten sind log transformiert. Zu den Cd-Werten wurde +1 hinzu addiert.

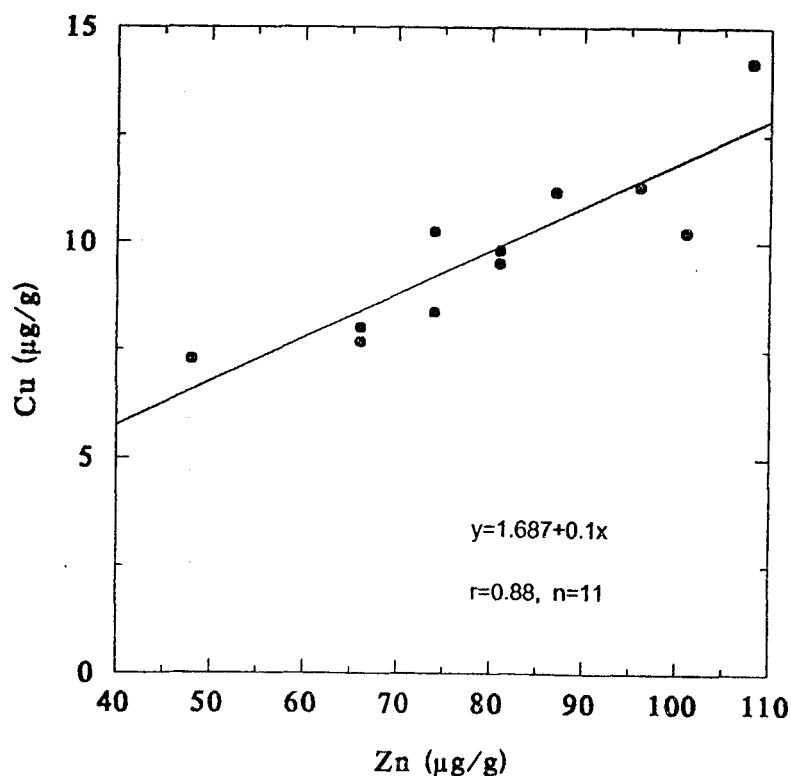


Abb. 57 Die Beziehung zwischen Cu- und Zn-Konzentration in der Heringsleber von der Station "Östlich Fehmarn" ($p < 0.0005$).

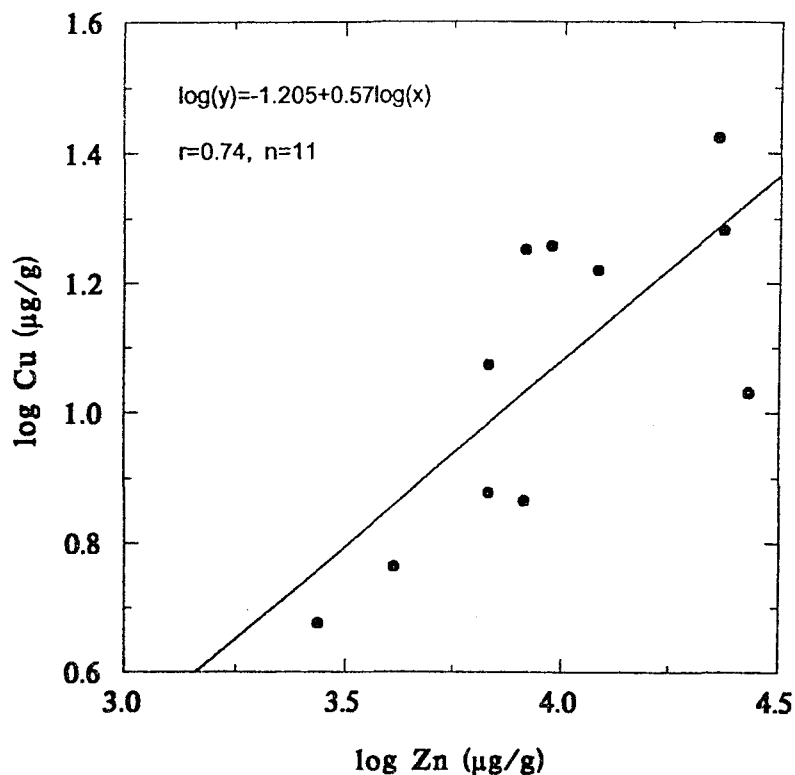


Abb. 58 Die Beziehung zwischen Cd- und Zn-Konzentration in der Heringsniere von der Station Lübecker Bucht ($p < 0.0005$). Die Daten sind log transformiert. Zu den Cd-Werten wurde +1 hinzu addiert.

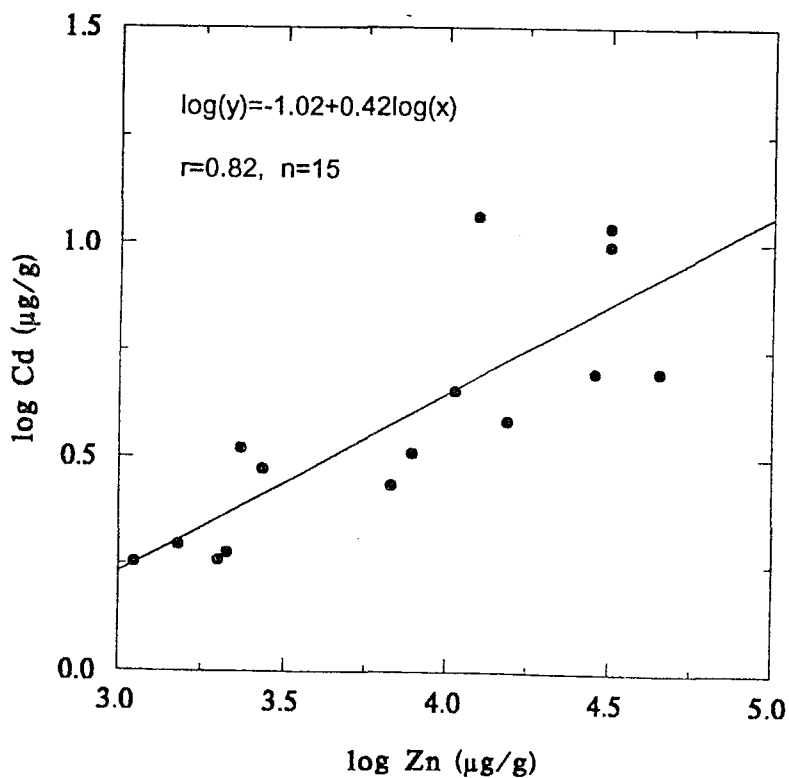


Abb. 59 Die Beziehung zwischen Cu- und Zn-Konzentration in der Heringsniere von der Station "Östlich Fehmarn" ($p < 0.01$). Die Daten sind log transformiert.

Quecksilber

Tabelle 35 gibt die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Hg-Konzentrationen im Heringsmuskel von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB) wieder. Die Variabilität der Hg-Konzentrationen zwischen den Stationen ist signifikant ($p < 0.01$). Das Fischgewicht trägt zur Variabilität der Hg-Konzentration auch bei ($p < 0.01$). In Abb. 60 sind die angepaßten Mittelwerte der Hg-Konzentrationen des Heringsmuskels von den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigsten Hg-Konzentrationen weist die Station LB (um $0.02 \mu\text{g/g TG}$), die mittleren Konzentrationen weisen die Stationen DM, OF, BB (um $0.07 \mu\text{g/g TG}$) und die höchste Konzentration weist die Station innere KF ($0.13 \mu\text{g/g TG}$) auf. Mit der Ausnahme von der Station BB erfolgt mit der Entfernung von der Station Innere Kieler Förde eine stufenweise Abnahme der Hg-Konzentrationen.

Tab. 35 ANCOVA und Tukey-Test :Vergleich der Hg-Konzentrationen des Heringsmuskels von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=8$. An den reziprok transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	5	483.98	3.847	.006	**
Fischgewicht	1	1083.32	8.611	.005	**
Fehler	41	125.81			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen
LB	X
DM	X
BB	X
OF	X
SF	X
KF	X

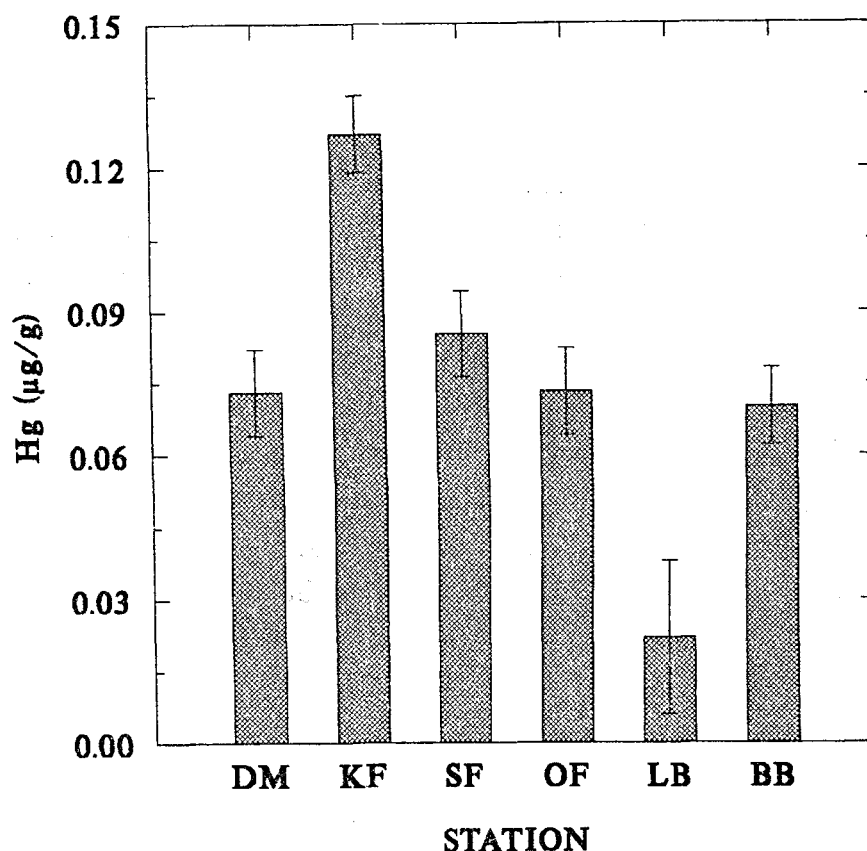


Abb. 60 Die angepassten Mittelwerte und Standardfehler der Hg-Konzentrationen des Heringsmuskels von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=8$.

Die Hg-Konzentrationen wurden auch in einigen Proben von Leber und Niere gemessen, um einen Vergleich mit der Filet des Herings zu ermöglichen. Wegen der geringeren Materialmenge bei der Niere, wurden hier Mischproben aus bis zu 4 Individuen hergestellt. Abb. 61 zeigt die Hg-Konzentrationen des Herings in verschiedenen Organen. Die Daten stammen von den Stationen LB und KF. Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt bei den Proben der Station LB einen signifikanten Unterschied zwischen den Organen (Chi-Quadrat: $F_{2,29}=6$, $p<0.05$). Der darauf folgende U-Test macht deutlich, daß sich die Hg-Konzentration des Muskels von derjenigen der Leber und der Niere unterscheidet, während es zwischen der Leber und der Niere in der Hg-Konzentration keinen signifikanten Unterschied gibt. Die Muskelwerte liegen im Gegensatz zu den Ergebnissen der anderen Fischarten niedriger. Bei der Station KF ergab die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse jedoch zwischen den Hg-Konzentrationen der Niere, der Leber und des Muskels keinen signifikanten Unterschied (Kruskal-Wallis-Test_{2,43}=1, $p>0.5$). Die mittleren Hg-Werte der Organe liegen an der Station KF um 0.12 µg/g TG.

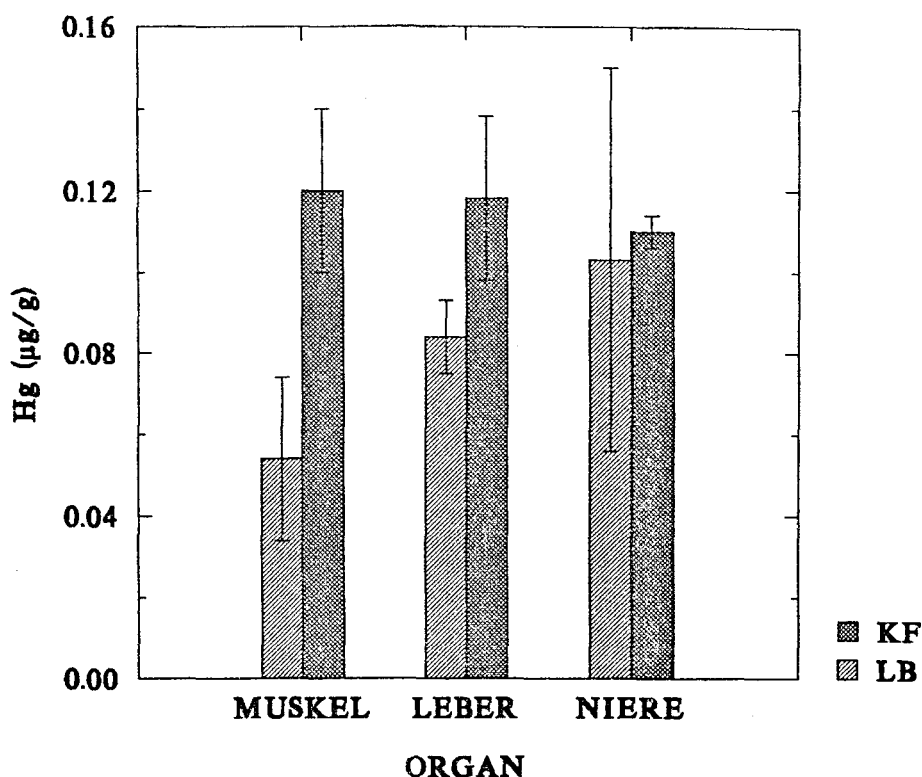


Abb. 61 Vergleich der mittleren Hg-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Herings von der Station LB (n=22,4,4) und KF (n=34,7,5). Angaben mit Standardabweichung.

Cadmium

In Tab. 36 sind die Ergebnisse der Kovarianzanalyse (ANCOVA) für Cd-Konzentration in der Heringsleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB) dargestellt. Die Daten sind balanciert mit n=12. Es gibt hoch signifikant unterschiedliche Cd-Konzentration zwischen den angegebenen Stationen ($p < 0.0005$), unabhängig von den unterschiedlichen Cd-Konzentrationen, die von dem unterschiedlichen Fischgewicht herrührt ($p < 0.0005$). An die Tabelle ist der Tukey-Test angeschlossen. In der Tabelle sind die homogenen Gruppen auf einem Vertrauensniveau von 95% wiedergegeben. Bei der Kovarianzanalyse wurden für die Schwermetallkonzentrationen der jeweiligen Stationen die angepaßten Mittelwerte errechnet. Abb. 62 stellt die angepaßten Mittelwerte der Leber und die Mittelwerte der Niere dar. Die angepaßten Mittelwerte der Leber liegen zwischen 0.3-1.35 µg/g TG. In der Abbildung kann man erkennen, daß die Stationen KF und NR die höchsten Cd-Konzentrationen aufweisen, während LB die niedrigste Konzentration aufweist. Abgesehen von der Station BB, die hier höher als die anderen Stationen liegen, zeigen die Cd-Konzentrationen der Heringsleber ein ähnliches Muster wie die Hg-Konzentrationen des Heringsmuskels.

Tab. 36 ANCOVA und Tukey-Test : Vergleich der Cd-Konzentrationen der Heringsleber von den Fangstationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$. An den $\log+1$ transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	5	.477	11.4	.000	***
Fischgewicht	1	1.078	25.76	.000	***
Fehler	65	.042			

Tukey-Test (95% VB):

Station homogene Gruppen

LB X

DM X

KF X

OF X

SF X

BB X

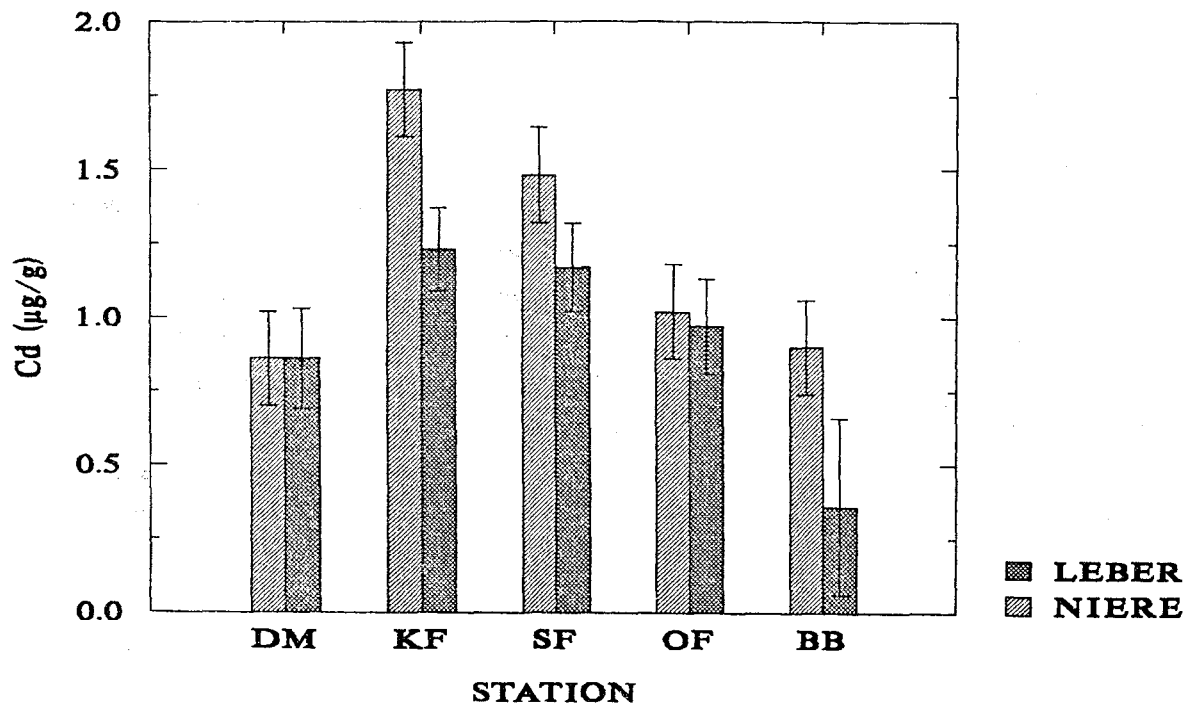


Abb. 62 Die Mittelwerte der Cd-Konzentrationen in der Heringsleber (angepaßt) und der Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$.

In Tabelle 37 sind die Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA) für die Cd-Konzentration der Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB) wiedergegeben. Die Daten sind balanciert mit $n=12$. Es gibt signifikant unterschiedliche Cd-Konzentration zwischen den angegebenen Stationen ($p<0.0005$). An die Tabelle ist der Tukey-Test angeschlossen. Hier sind die homogenen Gruppen auf einem Vertrauensniveau von 95% wiedergegeben. Ebenfalls in Abb. 62 sind die mittlere Cd-Konzentration der Niere dargestellt. Die Mittelwerte liegen zwischen 0.8-1.8 $\mu\text{g/g}$ TG. Die Station KF weist die höchste Cd-Konzentration auf, während die Stationen DM und LB die niedrigsten Konzentrationen aufweisen. In der Abbildung kann man wieder ein ähnliches Muster der Cd-Verteilung wie bei Hg-Konzentration des Heringsmuskels erkennen.

Tab. 37 ANOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cd-Konzentrationen in der Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF), Lübecker Bucht (LB) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$. An den log transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	5	.32	5.376	.000	***
Fehler	66	.059			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen		
LB	X		
DM	X		
OF	X	X	
BB		X	X
SF			X
KF			X

Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt einen hoch signifikanten Unterschied bei den Cd-Konzentrationen zwischen den Heringsorganen von der Station LB (Kruskal-Wallis-Test_{2,60}=40.9, $p<0.0005$). Der U-Test zeigt, daß sich die Cd-Konzentration im Muskel von den Kozentrationen der beiden anderen Organen (Niere und Leber) unterscheidet. Die Cd-Konzentrationen der Niere und der Leber unterscheiden sich bei dieser Station nicht signifikant voneinander. Es gibt jedoch einen signifikanten Unterschied zwischen der Niere und der Leber in den Heringen von den Stationen SF und KF. Der zweiseitige U-Test ergibt für SF: $F_{1,36}=9.22$, $p<0.005$ und für KF: $F_{1,93}=26.76$, $p<0.0005$ (Abb. 65). Auch in den Stationen DM und

OF gibt es einen signifikanten Unterschied zwischen den Gehalten in der Niere und der Leber. Die Cd-Konzentrationen der Niere sind höher als die der Leber. In der Station BB wurde wie bei der Station LB kein signifikanter Unterschied zwischen der Niere und der Leber festgestellt. Das Alter bzw. die Größe der Fische wurden nicht berücksichtigt.

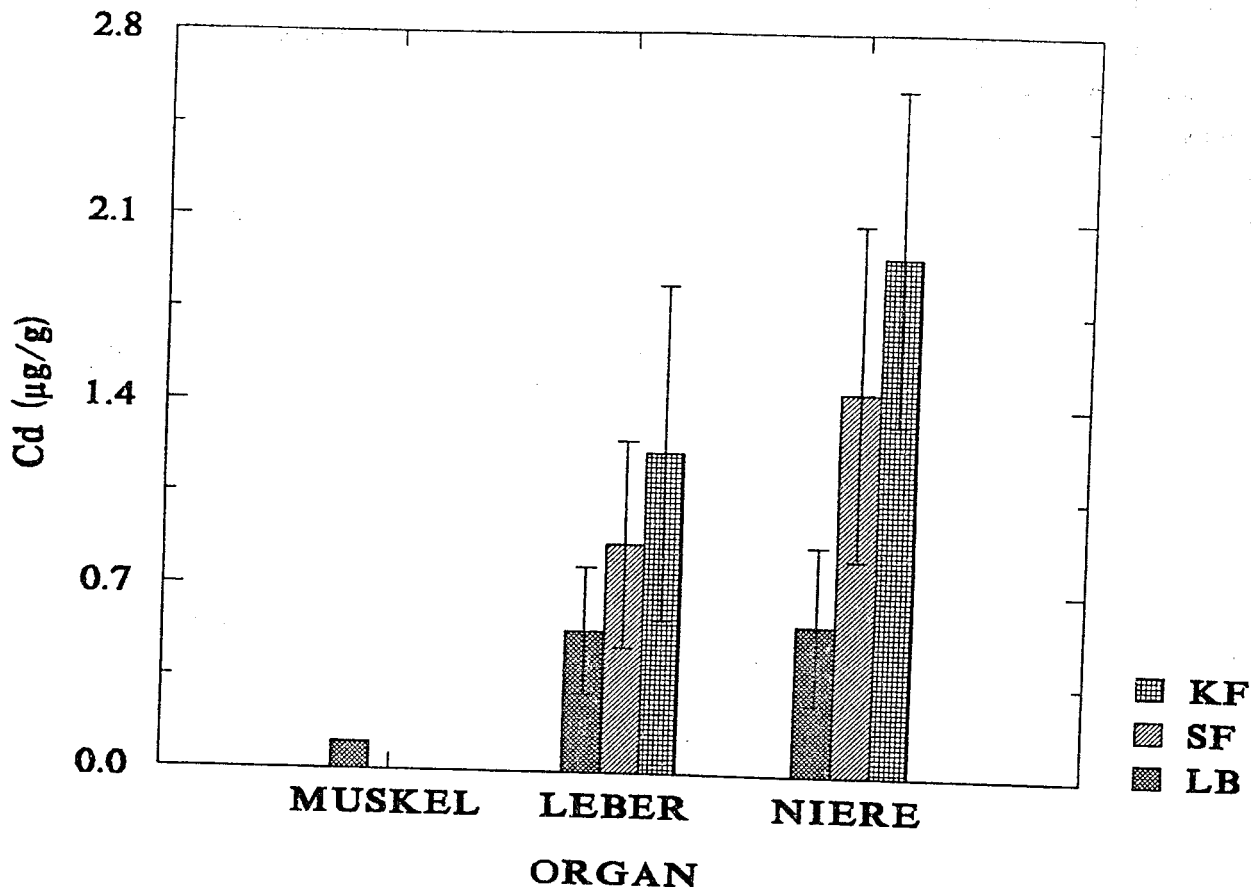


Abb. 63 Vergleich der mittleren Cd-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Herings von der Station LB (n = 20, 26, 16), SF (n = 19, 19) und KF (n = 47, 48). Angaben mit Standardabweichung. Zum Muskelwert wurde 0.1 hinzu addiert.

Zink

In Tab. 38 sind die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Heringsleber aus den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB) aufgeführt. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Stationen ist signifikant ($p < 0.05$). In Abb. 64 sind die mittleren Zn-Konzentrationen in der Heringsleber und der Niere von den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigste Zn-Konzentration der Leber hat die Station OF (85 µg/g TG) und die höchste Zn-Konzentration KF (ca. 120 µg/g TG).

Tab. 38 ANOVA und Tukey-Test :Vergleich der Zn-Konzentrationen in der Heringsleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$. An den reziprok transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt (99% VB).

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	.000	2.755	.037	*
Fehler	55	.000			

Tukey-Test (95% VB):

Station homogene Gruppen

KF X

BB X

SF X

DM X X

OF X

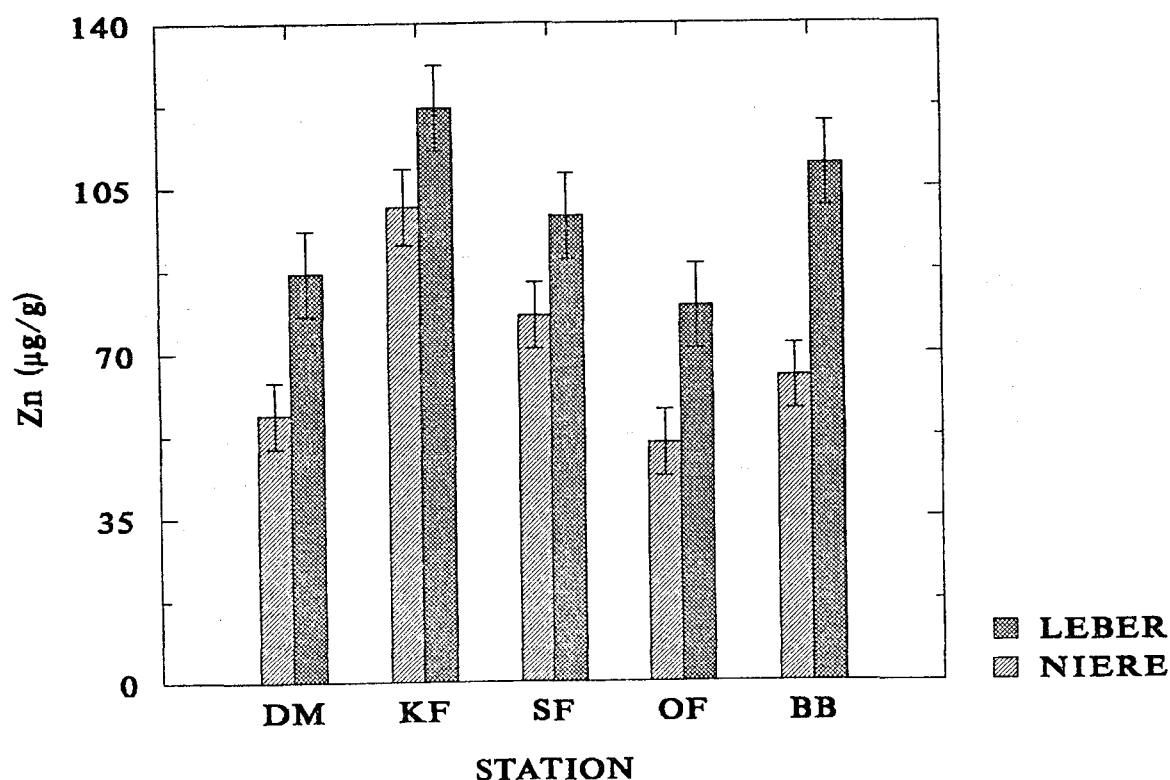


Abb. 64 Mittelwerte und Standardfehler der Zn-Konzentrationen in der Heringsleber und der Heringsniere (angepaßt) von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$.

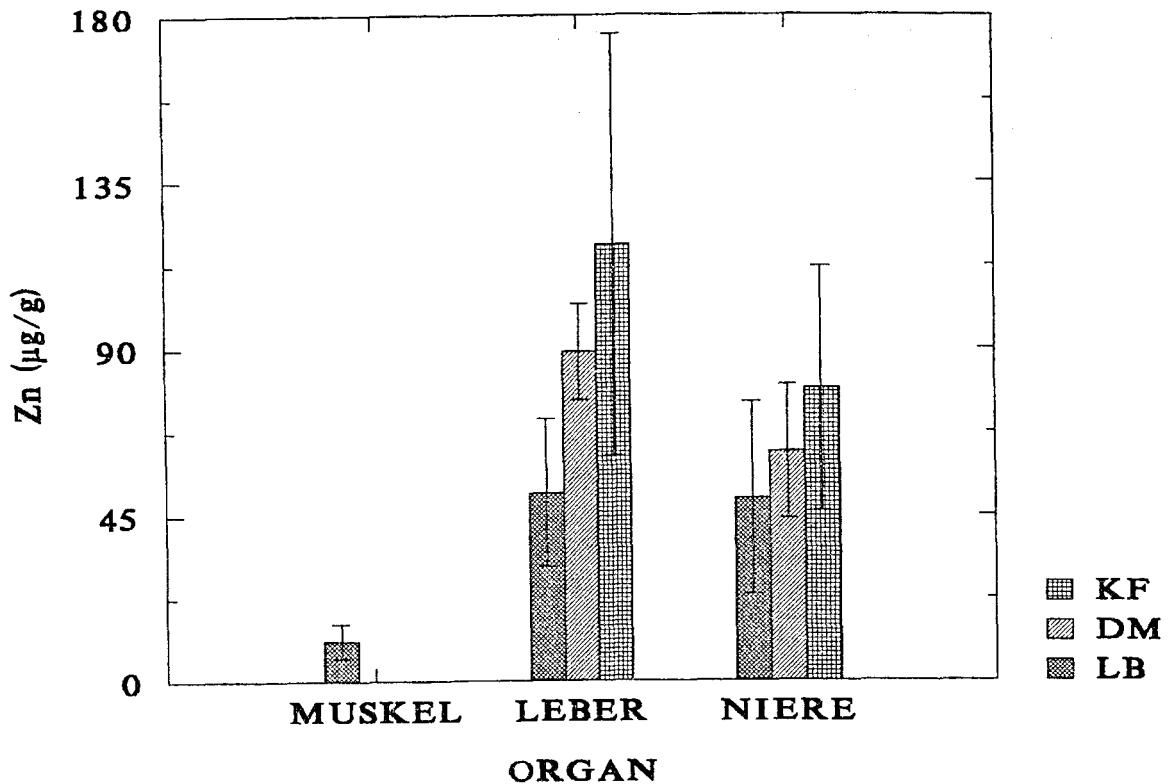


Abb. 65 Vergleich der mittleren Zn-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Herings von den Stationen LB ($n=24,12,14$) DM ($n=19,16$) und KF ($n=48,46$). Angaben mit Standardabweichung.

In Tab. 39 sind die Ergebnisse der ANCOVA und die homogenen Gruppen für die Zn-Konzentrationen in der Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB) aufgeführt. Die Variabilität der Zn-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p<0.0005$). Das Fischgewicht beeinflusst auch die Zn-Konzentration in der Heringsniere ($p<0.05$). In Abb. 64 sind die angepassten Mittelwerte der Zn-Konzentration in der Heringsniere aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigste Zn-Konzentration weist die Station OF (um 50 µg/g TG) und die höchste Konzentration, wie annähernd überall beim Hering, die Station innere KF (über 100 µg/g TG) auf. Das Muster der Metallverteilung ist ebenfalls typisch wie bei allen Abbildungen für die Stationsvergleiche des Herings.

Die Zn-Konzentrationen in den drei untersuchten Heringsorganen von der Station LB variieren voneinander hoch signifikant (Kruskal-Wallis-Test_{2,34}=34.1, $p<0.0005$). Der U-Test zeigt, daß sich die Zn-Konzentrationen des Muskels von denen der Leber und Niere unterscheiden. Die Leber- und Nierenwerte unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. Bei den Heringen von den Stationen DM und KF gibt es jedoch einen signifikanten Unterschied zwischen Niere und Leber. Der

zweiseitige U-Test ergibt für DM: $F_{1,33} = 16.6$, $p < 0.0005$ und für KF: $F_{1,92} = 14.3$, $p < 0.0005$ (Abb. 65). Auch in allen anderen Stationen (BB, SF und OF) gibt es einen signifikanten Unterschied zwischen den Gehalten in der Niere und der Leber. Überall weist die Leber höhere Zn-Konzentration als die Niere auf.

Tab. 39 ANCOVA und Tukey-Test : Vergleich der Zn-Konzentrationen der Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$. An den log transformierten Daten wurden der Test für die Homogenität der Geraden und der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	.000	9.373	.000	***
Fischgewicht	1	.000	4.343	.046	*
Fehler	29	.000			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen		
OF	X		
DM	X		
BB	X	X	
SF		X	X
KF			X

Kupfer

Die Tab. 40 gibt die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Cu-Konzentrationen in der Heringsleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB) wieder. Die Variabilität der Cu-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p < 0.0005$). In Abb. 66 sind die Mittelwerte der Cu-Konzentrationen in der Heringsleber und der Niere von den oben genannten Stationen dargestellt. Die niedrigsten Cu-Konzentrationen in der Leber weisen die Stationen DM und OF mit $10 \mu\text{g/g}$ auf und die höchste Konzentration weist die Station KF mit ca. $22 \mu\text{g/g}$ TG auf.

Tab. 40 ANOVA und Tukey-Test :Vergleich der Cu-Konzentrationen in der Heringsleber von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$. An den $\log *100$ transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt (99% VB).

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	1.029	7.437	.000	***
Fehler	55	0.138			

Tukey-Test (95% VB):

Station	homogene Gruppen
DM	X
OF	X
BB	X
SF	X
KF	X

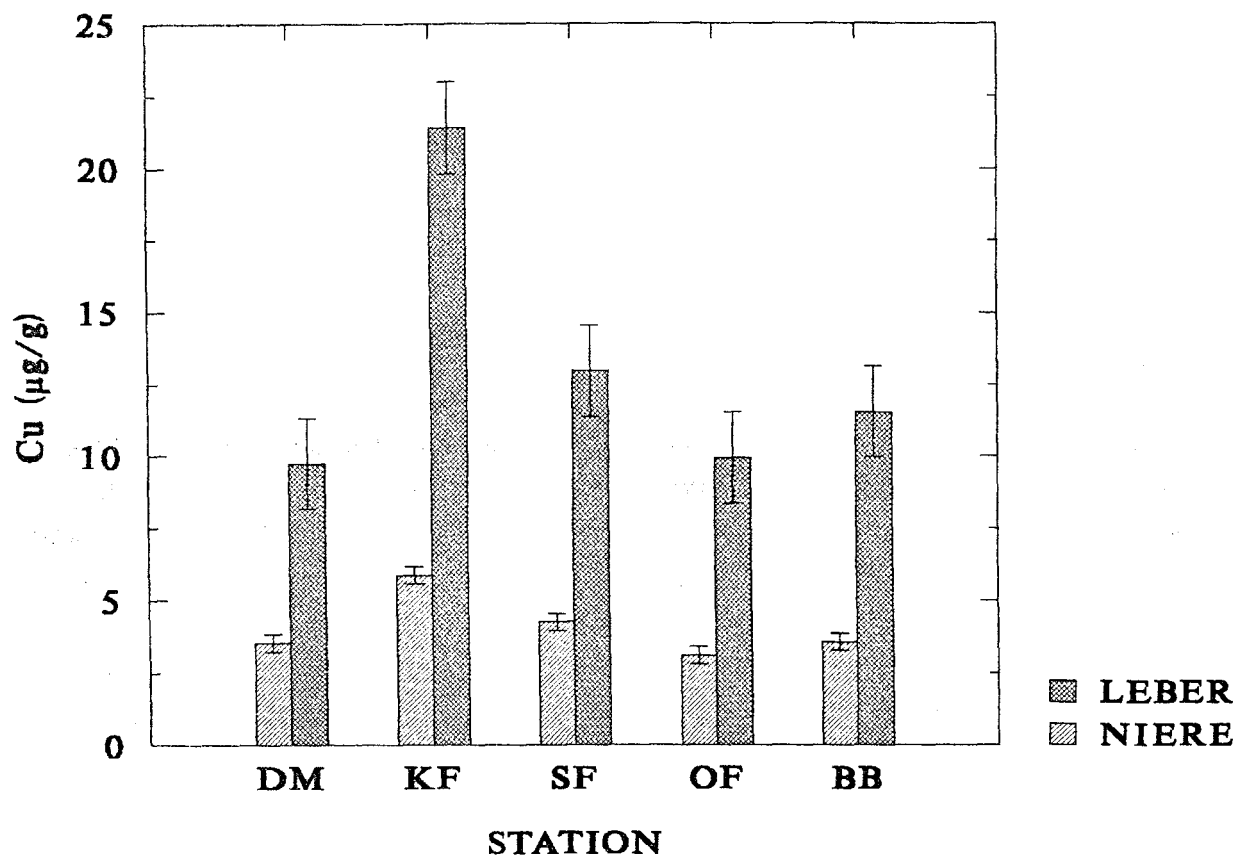


Abb. 66 Mittelwerte und Standardfehler der Cu-Konzentrationen in der Heringsleber und Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$. Angaben mit Standardfehlern.

In Tab. 41 sind die Ergebnisse der ANOVA und die homogenen Gruppen für die Cu-Konzentrationen in der Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB) dargestellt. Die Variabilität der Cu-Konzentrationen zwischen den Stationen ist hoch signifikant ($p < 0.0005$). In Abb. 66 sind die Mittelwerte der Cu-Konzentrationen in der Heringsniere aus den oben genannten Stationen dargestellt. Die Mittelwerte liegen zwischen 3.2-6 $\mu\text{g Cu/g TG}$. Die Station innere KF hat die höchste Cu-Konzentration, die Station OF die niedrigste.

Tab. 41 ANOVA und Tukey-Test : Vergleich der Cu-Konzentrationen in der Heringsniere von den Stationen Dorschmulde (DM), Kieler Förde (KF), Süderfahrt (SF), "Östlich Fehmarn" (OF) und Bornholm Becken (BB). Die Daten sind balanciert mit $n=12$. An den log +1 transformierten Daten wurde der Cochran-Test für die Homogenität der Varianzen durchgeführt.

Quelle	FG	MAQ	F	p	Resultat
Station	4	.46	15.973	.000	***
Fehler	55	.029			

Tukey-Test (95% VB):

Station homogene Gruppen

OF X

DM X

BB X

SF X

KF X

Die Kruskal-Wallis-Varianzanalyse ergibt einen hoch signifikanten Unterschied bei den Cu-Konzentrationen in den Heringsorganen von der Station LB (Chi-Quadrat: $F_{2,46}=28.8$, $p < 0.0005$). Der U-Test zeigt, daß dieser Unterschied zwischen den Gehalten der Leber und des Muskels und der Niere besteht. Die Konzentrationen im Muskel und in der Niere unterscheiden sich aber voneinander nicht signifikant. Die Cu-Konzentrationen des Muskels und der Niere liegen um 2 $\mu\text{g/g}$, die der Leber über 15 $\mu\text{g/g TG}$ (Abb. 67). Auf das Alter bzw. die Größe der Fische wurde nicht geachtet.

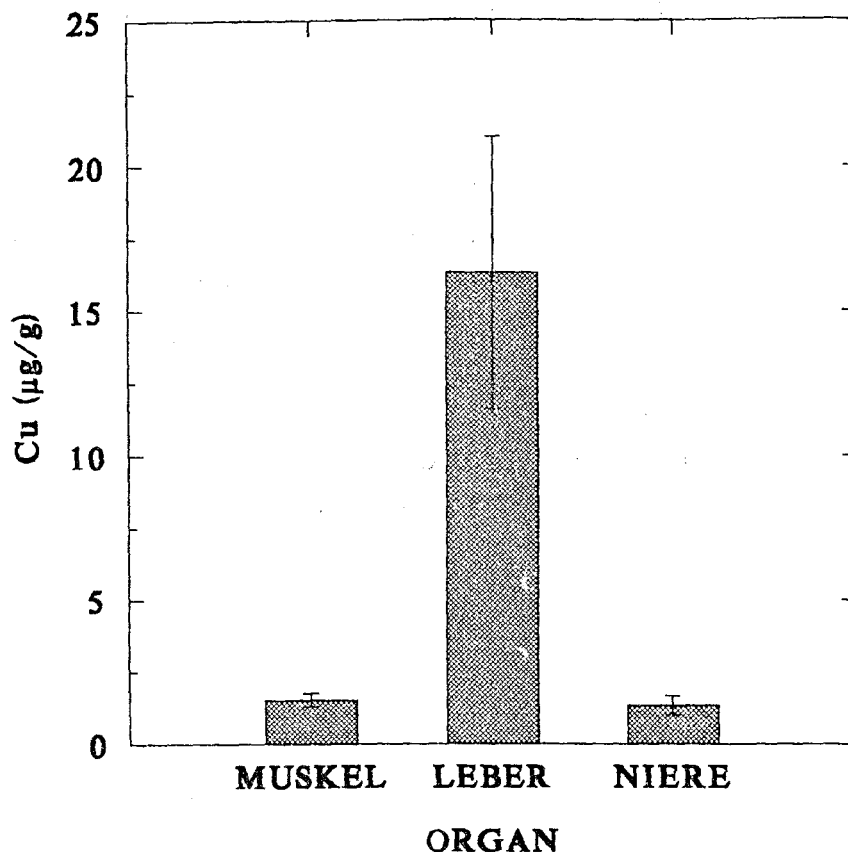


Abb. 67 Vergleich der mittleren Cu-Konzentrationen in verschiedenen Organen des Herings von der Station LB ($n = 22, 11, 16$). Angaben mit Standardabweichung.

3.2. Vergleiche zwischen den Fischarten

Der Vergleich der Metallkonzentrationen der untersuchten Fischarten Dorsch, Hering, Flunder und Kliesche soll anhand der Station "Nördlich Rügen" gemacht werden. Bei den Heringen wurde die Station Bornholm Becken zum Vergleich genommen, weil aus NR keine Heringsproben zur Verfügung standen. Für den Vergleich wurden nur Fische der Altersgruppe 3 genommen. Beim Dorsch fehlen die Leberproben.

Abbildung 68 zeigt den Vergleich der mittleren Hg-Konzentration im Muskel von Dorsch, Hering, Flunder und Kliesche. Es gibt einen hoch signifikanten Unterschied zwischen dem Grad der Hg-Anreicherung in den vier Fischarten (Kruskal-Wallis-Test-Statistik_{3,59}=46.4, $p < 0.0005$). Sie unterscheiden sich in folgender Reihenfolge: Hering < Dorsch < Kliesche < Flunder. Die Hg-Konzentration im Dorsch- und Klieschenmuskel unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

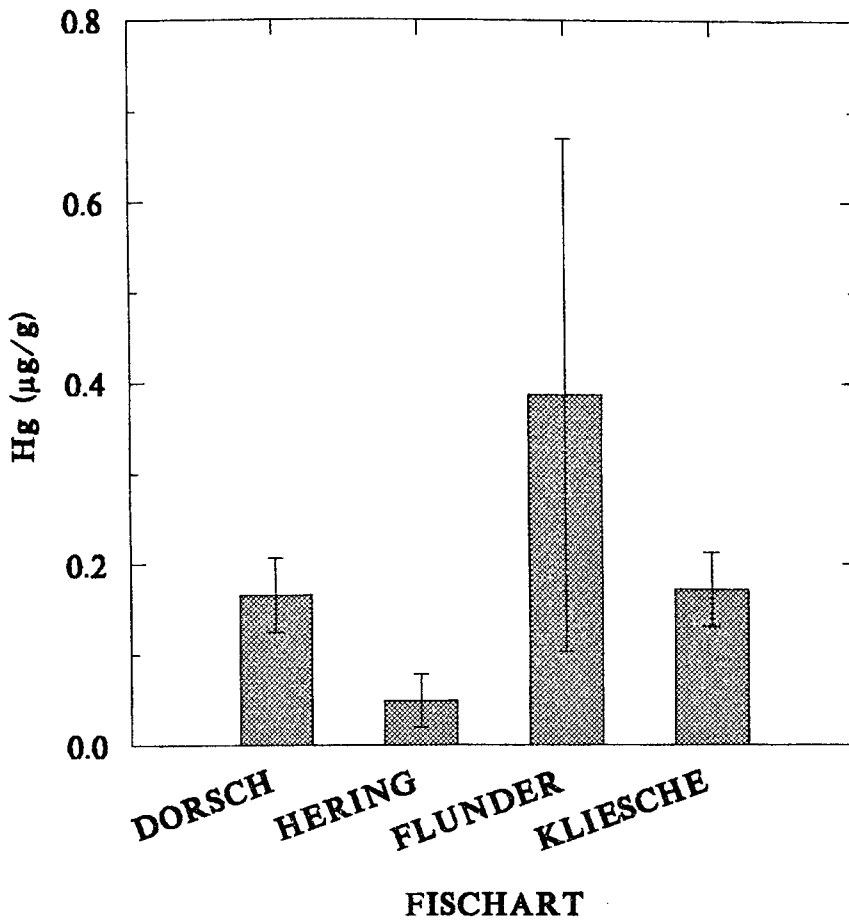


Abb. 68 Vergleich der mittleren Hg-Konzentrationen im Muskel verschiedener Fischarten (Altersgruppe 3) von der Station "Nördlich Rügen" (n=19,13,20,11). Heringe stammen aus BB. Angaben mit Standardabweichung.

Die mittleren Cd-Konzentrationen in der Leber und der Niere von Dorsch, Hering, Flunder und Kliesche sind in Abb. 69 dargestellt. Die Cd-Konzentrationen in der Leber von Hering, Flunder und Kliesche unterscheiden sich hoch signifikant von einander (Kruskall-Wallis-Test_{2,104}=58.5, $p<0.0005$). Der zweiseitige Vorzeichen-Test zeigt, daß die Kliesche geringere Cd-Konzentrationen als der Hering und die Flunder aufweist. Die Cd-Konzentrationen des Herings und der Flunder unterscheiden sich nicht signifikant ($0.05<p<0.1$). Die Cd-Konzentrationen in der Niere von Dorsch, Hering, Flunder und Kliesche unterscheiden sich hoch signifikant von einander (Kruskall-Wallis-Test_{3,145}=110.8, $p<0.0005$). Der zweiseitige Vorzeichen-Test zeigt, daß sich alle Arten in den Cd-Konzentrationen der Niere in folgender Form unterscheiden: Dorsch < Kliesche < Flunder < Hering. Beim Dorsch beträgt die Cd-Konzentration 0.013 µg/g TG und beim Hering ca. 1.8 µg/g TG.

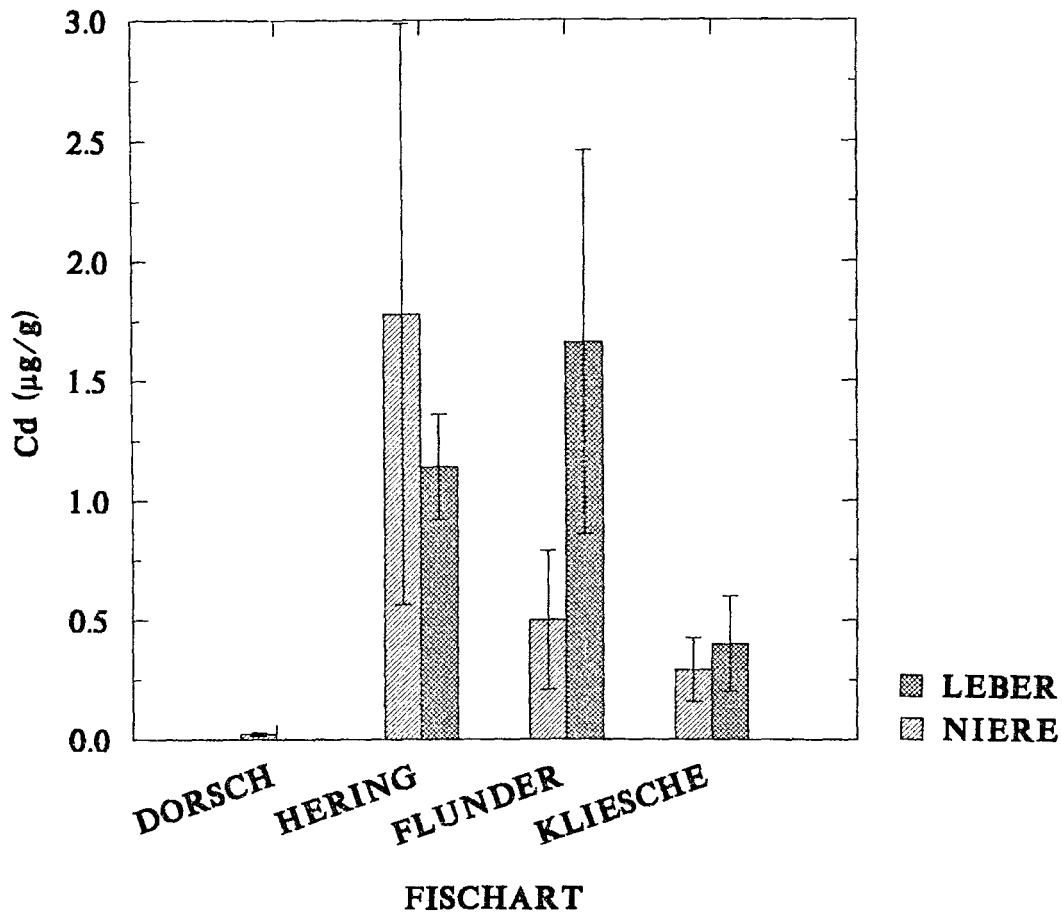


Abb. 69 Vergleich der mittleren Cd-Konzentrationen in der Leber und der Niere verschiedener Fischarten (Altersgruppe 3) von der Station "Nördlich Rügen" (Leber: $n=20,13,74$; Niere: $n=43,13,18,75$). Heringe stammen von der Station BB. Angaben mit Standardabweichung.

Die mittleren Zn-Konzentrationen in der Leber und der Niere von Dorsch, Hering, Flunder und Kliesche sind in Abb. 70 dargestellt. Die Zn-Konzentrationen in der Leber von Hering, Flunder und Kliesche unterscheiden sich hoch signifikant von einander (Kruskall-Wallis-Test_{2,104}=35, $p<0.0005$). Der zweiseitige Vorzeichen-Test zeigt, daß die Flunder höhere Zn-Konzentrationen als der Hering und die Kliesche aufweist. Die Zn-Konzentrationen des Herings und der Kliesche unterscheiden sich nicht signifikant ($0.05<p<0.1$). Die Zn-Konzentrationen in der Niere von Dorsch, Hering, Flunder und Kliesche unterscheiden sich ebenfalls hoch signifikant von einander (Kruskall-Wallis-Test_{3,145}=110.8, $p<0.0005$). Der zweiseitige Vorzeichen-Test zeigt, daß die Arten sich in den Zn-Konzentrationen der Niere in folgender Form unterscheiden: Hering < Dorsch < Kliesche < Flunder. Beim Hering beträgt die Zn-Konzentration ca. 70 und bei der Flunder 210 µg/g TG.

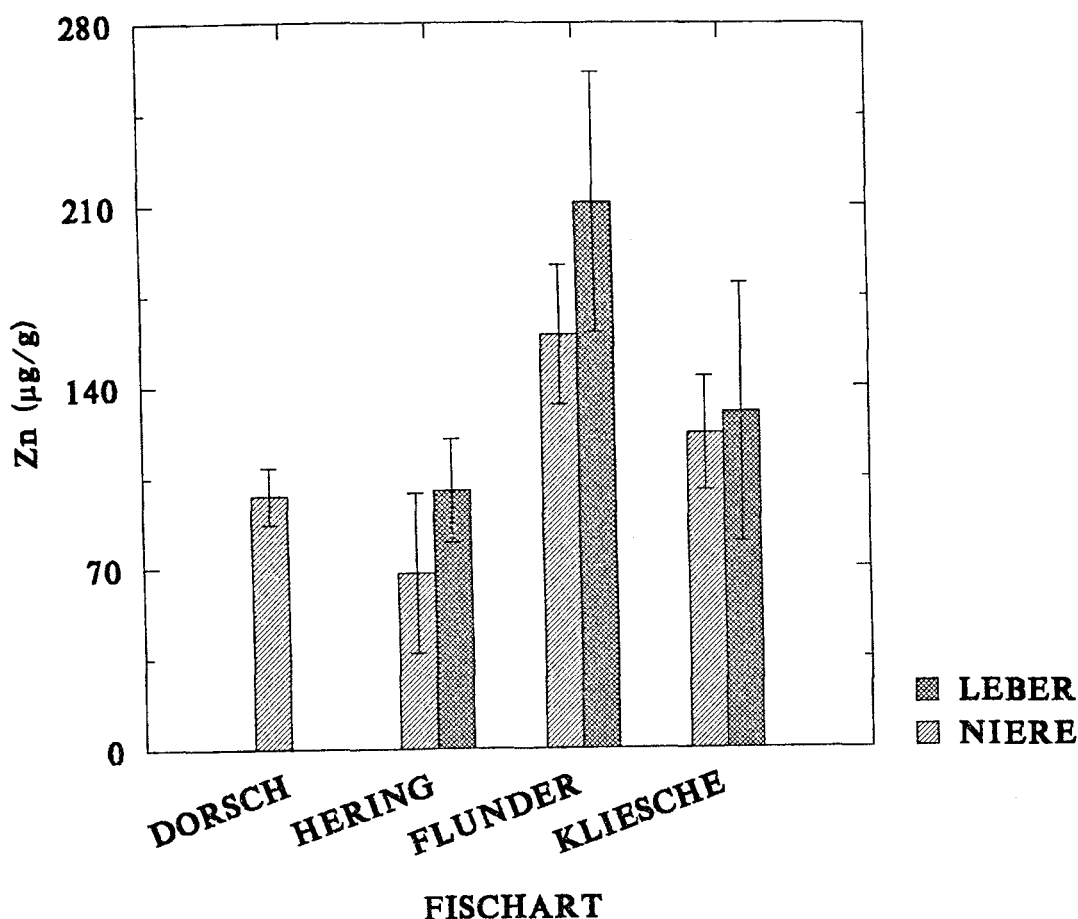


Abb. 70 Vergleich der mittleren Zn-Konzentrationen in der Leber und Niere verschiedener Fischarten (Altersgruppe 3) von der Station "Nördlich Rügen" (Leber: $n=20,14,73$; Niere: $n=43,13,18,75$). Heringe stammen von der Station BB. Angaben mit Standardabweichung.

Die mittleren Cu-Konzentrationen in der Leber von Hering, Flunder und Kliesche sind in Abb. 71 dargestellt. Die Cu-Konzentrationen dieser Fische unterscheiden sich hoch signifikant von einander (Kruskall-Wallis-Test_{2,104}=51.3, $p<0.0005$). Der zweiseitige Vorzeichen-Test zeigt, daß die Flunder höhere Cu-Konzentrationen als der Hering und die Kliesche aufweist. Die Cu-Konzentrationen des Herings und der Kliesche unterscheiden sich nicht ganz signifikant. Die Cu-Konzentration des Herings beträgt 15 und die der Flunder 120 µg/g TG.

Die Cu-Konzentrationen in der Niere von Dorsch, Hering, Flunder und Kliesche unterscheiden sich ebenfalls hoch signifikant voneinander (Kruskall-Wallis-Test_{3,145}=84.9, $p<0.0005$, Abb. 72). Der zweiseitige Vorzeichen-Test zeigt, daß die Arten sich in den Cu-Konzentrationen der Niere in folgender Form unterscheiden: Dorsch < Hering < Kliesche < Flunder. Die Cu-Konzentrationen der Niere von Hering und Kliesche unterscheiden sich nicht signifikant. Beim Dorsch beträgt die Cu-Konzentration ca. 2.7 µg/g und beim Flunder 6 µg/g TG.

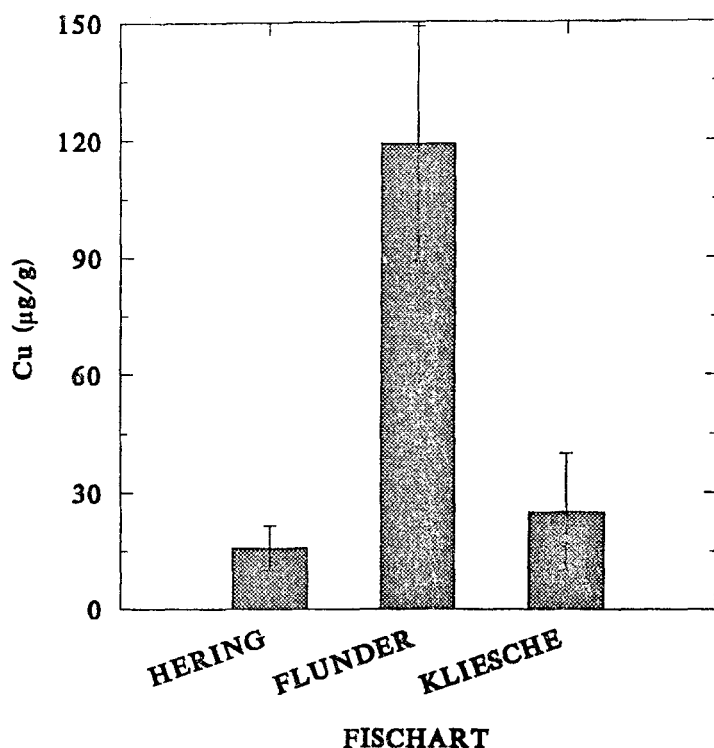


Abb. 71 Vergleich der mittleren Cu-Konzentrationen in der Leber verschiedener Fischarten (Altersgruppe 3) von der Station "Nördlich Rügen" (n=20,14,73). Heringe stammen von der Station BB. Angaben mit Standardabweichung.

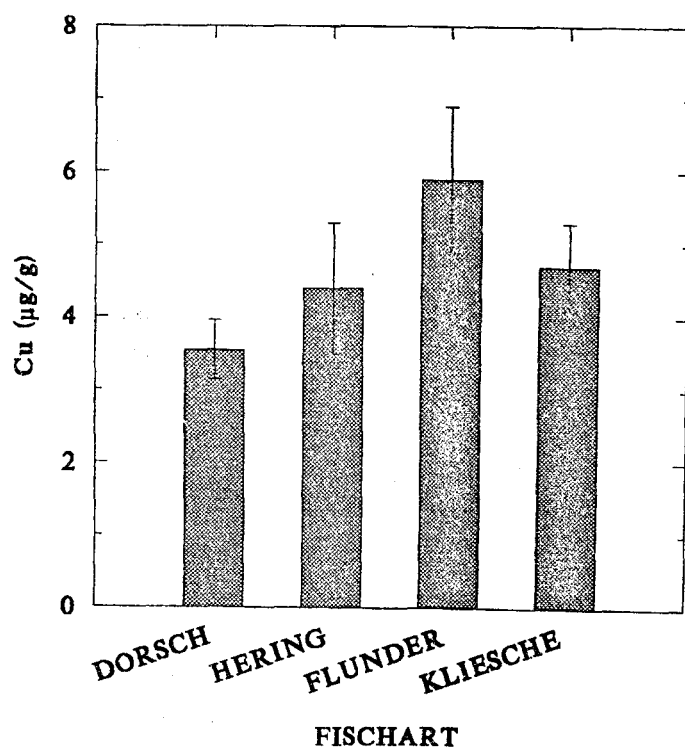


Abb. 72 Vergleich der mittleren Cu-Konzentrationen in der Niere verschiedener Fischarten (Altersgruppe 3) von der Station "Nördlich Rügen" (n=43,13,18,75). Heringe stammen von der Station BB. Angaben mit Standardabweichung.

4. DISKUSSION

Ziel der Untersuchung war, den Grad der Metallanreicherung in pelagischen (Hering und Dorsch) und benthischen Fischen (Kliesche und Flunder) entlang der deutschen Ostseeküste einzuschätzen. Neben dem lokalen Aspekt der Metallverteilung sollte auf die größenabhängige, geschlechtsspezifische sowie jahreszeitliche Variationen in der Metallakkumulation eingegangen werden. Für diesen Zweck wurden die monitoringsrelevanten Metalle Hg, Cd, Zn und Cu ausgewählt.

Die Diskussion setzt sich im Wesentlichen aus einem speziellen und einem allgemeinen Teil zusammen.

Im speziellen Teil werden die Fischarten getrennt diskutiert. Bei jeder Art ist die Diskussion nach den Metallen in folgender Reihenfolge gegliedert: Hg, Cd, Zn und Cu. Es wurden für alle untersuchten Organe Anreicherungsfaktoren in Bezug auf die Metallkonzentrationen im Wasser ausgerechnet. Es wird darauf eingegangen, welche Metalle in welchen Organen bevorzugt angereichert werden. Die eigenen Metallwerte werden mit denen anderer Autoren von anderen Gebieten verglichen. Dieser Vergleich muß oft indirekt erfolgen, da die Metallgehalte in der Literatur auf Feuchtgewichtsbasis angegeben sind. Die lokale Verteilung der Metallkonzentrationen in den Tieren wird im Zusammenhang von Metallkonzentrationen im Wasser diskutiert. Stationen, die zu unterschiedlichen Zeiten beprobt wurden, werden in Bezug auf die jahreszeitlichen Schwankungen in der Metallakkumulation diskutiert. Für diese Stationen werden, wo es möglich ist, prozentuale Fehler abgeschätzt. Die jahreszeitlichen Schwankungen selbst werden im Zusammenhang mit der Laichzeit, der Nahrungsaufnahme und der Wanderung der Fische sowie mit dem Jahresgang der Metallkonzentration im Wasser diskutiert. Es wird weiterhin auf die Abhängigkeit der Metallakkumulation vom Fischgewicht und vom Geschlecht eingegangen. Die eigenen Befunde werden auch hier mit denen der Literatur verglichen und mögliche Gründe für die Abhängigkeiten angeführt.

Der allgemeine Teil ist in gleicher Reihenfolge nach den Metallen Hg, Cd, Zn und Cu gegliedert. Hier werden die Unterschiede in der Metallakkumulation zwischen den Fischarten im Zusammenhang mit ihrer Lebensweise, ihrer stofflichen Körperzusammensetzung und den Funden anderer Autoren in verschiedenen Bereichen (Organismen, Sedimente, Wasser etc.) diskutiert. Schließlich werden anhand der gewonnenen Daten lebensmittelhygienische Schlußfolgerungen gezogen.

4.1. Zur Methodik

Das Gefriertrocknen der Gewebeproben vor dem Aufschluß ist eine gängige Methode. Die Vergleichbarkeit der auf Trockenbasis angegebenen Ergebnisse übertrifft die Frischgewichtswerte an Zuverlässigkeit, da der Wassergehalt der Frischproben im Laufe eines Jahres beträchtlich variieren kann (CLARK, 1989). Bis heute werden jedoch besonders bei der Hg-Bestimmung oft die Proben nicht getrocknet, weil man befürchtet, daß das Trocknen eventuell zu Verlusten von dem zu untersuchenden Element führen könnte. Untersuchungen (MAHER, 1983) zeigen jedoch, daß diese Bedenken im Bezug aller hier untersuchten Metalle und einer Reihe anderer Metalle nicht begründet sind. Nur bei Chrom wurden Verluste beobachtet (MAHER, 1983).

4.2. Diskussion der Ergebnisse einzelner Fischarten

Die Verwendung von Fischen als Indikatoren für das Monitoring der Meeresverschmutzung ist schon lange anerkannt und hat eine weite Verbreitung gefunden (HANSEN et al., 1982; JENSEN, 1983; PHILLIPS, 1977; PHILLIPS und SEGAR, 1986; OECD, 1991). Weiterhin wurden Fische als Indikatororganismen vom ICES (International Council for Exploration of the Sea), HELCOM (die Helsinki Kommission der Ostseeanrainerstaaten) und OSPARCOM (Oslo und Paris Kommission, 1990) empfohlen.

4.2.1. Kliesche

Tabelle 42 gibt die Mediane für die Gesamtproben aller Metalle und Organe der Kliesche wieder. Die Anreicherungsfaktoren sind im Bezug auf die Metallkonzentration im Wasser (SCHULTZ TOKOS et al., 1993) errechnet. Dieser Wert ist das arithmetische Mittel von Sommer-, Winter-, Oberflächenwasser- und Tiefenwasserwerten. Beim Zink sind die Unterschiede zwischen den Oberflächen- und Tiefenwasserwerten relativ groß. Bei der Kliesche wurde der Mittelwert von Sommer und Winter für das Tiefenwasser genommen, weil sie sich am Grund aufhält. Beim Hg ist der Wert auf das Gesamtquecksilber des Wassers (den Gehalt im partikulären Material und die Konzentration im Wasser) bezogen.

Auffällig ist, daß die Leber und Niere höhere Bioakkumulation von Metallen aufweisen, als der Muskel. Eine Ausnahme bildet die Hg-Akkumulation im

Klieschenmuskel. Die Akkumulationsfaktoren der Metalle nehmen in folgender Form in Leber und Niere: $Zn > Cd > Cu > Hg$ und im Muskel: $Hg > Zn > Cu > Cd$ ab.

Tab. 42 Anreicherungs-faktoren von Metallen (Median) aller untersuchten Klieschenproben im Bezug auf Metallkonzentration im Wasser. Die Wasserkonzentration ist der Mittelwert von Winter, Sommer, Oberflächen- und Tiefenwasser aus SCHULTZ TOKOS et al.(1993). Hg ist auf das Gesamtquecksilber des Wassers und Zn auf Tiefenwasserwerte von Sommer und Winter bezogen. Die Anreicherungs-faktoren sind gerundet. Die Metallkonzentrationen des Gewebes in $\mu g/g$ TG und des Meerwassers in $nmol/l$ angegeben.

Metall	Organ	Gewebe ($\mu g/g$ TG)	Meerwasser ($nmol/l$)	Anreicherungs- faktor
Cu	Leber	15.8	8.06	30 900
	Niere	4.9		9 600
	Muskel	0.75		1 500
Cd	Leber	0.38	0.138	24 500
	Niere	0.22		14 500
	Muskel	0.002		100
Zn	Leber	102	29.13	53 600
	Niere	129		67 700
	Muskel	19.2		10 100
Hg	Leber	0.079	0.025	15 800
	Muskel	0.14		27 900
	Niere	0.16		32 300

Hg. In allen Untersuchungen anderer Autoren über Hg-Konzentrationen im Klieschenmuskel wird im Gegensatz zu der vorliegenden Arbeit das Frischgewicht als Bezugsgröße benutzt. Daher können Vergleiche mit diesen Arbeiten nur indirekt erfolgen. Es wird angenommen, daß der TG-Anteil des Klieschenmuskels 25% (Faktor 4) beträgt.

Die Zeitserie für Hg-Konzentrationen im Klieschenmuskel aus Fladen/Kattegatt (1981-1988) zeigen einen Aufwärtstrend (HELCOM, 1990). 1981 liegen die Werte um 0.07 und 1988 um 0.17 $\mu g/g$ FG. Dabei gibt es zwischen den Jahren erhebliche Schwankungen. Die Werte von 1988 liegen erheblich über den Hg-Werten in der vorliegenden Arbeit (Faktor 4-6). In der südlichen Nordsee fand CLAUSSEN (1988) Hg-Konzentrationen von 0.114 $\mu g/g$ FG im Muskel von der deutschen Bucht, 0.104 $\mu g/g$ FG bei denen von der Doggerbank und 0.08 $\mu g/g$ FG von vor den

ostfriesischen Inseln gefangenen Exemplaren. Diese Werte liegen ebenfalls höher als in der vorliegenden Arbeit (Faktor 2-4).

Die Hg-Konzentrationen in den Schwebstoffen der Ostsee im Bereich der Kieler und Mecklenburger Bucht schwanken um 0.024 nmol/l. Im Bereich der zentralen Ostsee beträgt der Wert 15 pmol/dm³ und nimmt leicht mit der Tiefe ab (SCHULTZ TOKOS et al. 1993; BRÜGMANN, 1982). Die Hg-Konzentrationen im offenen Ostseewasser sind überall ziemlich ähnlich, ebenso wie es bei Zn und Pb der Fall ist (HELCOM, 1994). Der Salzgehalt scheint kein beeinflussender Faktor zu sein. Der atmosphärische Eintrag könnte eher als die Hauptquelle für den Hg-Eintrag sein. Es gibt aber auch lokale Einflüsse in der Belastung, wie bsw. im Öresund durch die Industrie und in der vorliegenden Arbeit bei den Stationen Schleimünde und "Nördlich Rügen".

Das Minimum der Hg-Konzentrationen im Klieschenmuskel liegt im Oktober und das Maximum Ende April. Dies könnte an den unterschiedlichen Hg-Konzentrationen des Wassers und/oder an der unterschiedlichen Aufnahmerate von Nahrung (ARNTZ, 1977; s. auch Kap. 2.1) liegen. Im Bereich der Kieler und Mecklenburger Bucht ließ sich im sommerlichen Oberflächenwasser der Eckernförder Bucht eine Erhöhung der Hg-Konzentrationen um etwa den Faktor 2 feststellen (SCHULTZ TOKOS et al., 1993). Die erhöhten Wassertemperaturen begünstigen die Aufnahme von Hg durch Organismen (GUNKEL, 1987). HOFFMANN (1987) stellte fest, daß die Hg-Anreicherung im warmen und sauerstoffarmen Wasser verstärkt wird. Die Erwärmung des Ostseewassers findet jedoch im Sommer und zum Herbst hin statt.

Für Hg-Konzentrationen im Klieschenmuskel konnte keine Geschlechtsabhängigkeit festgestellt werden. PHILLIP (1980) und MARCOVECCHIO et al. (1986) zeigten bei anderen Fischarten eine Geschlechtsabhängigkeit von der Hg-Konzentration.

Die Hg-Konzentrationen zeigen eine positive Korrelation mit den Wachstumsparametern (z.B. Gewicht). Ähnliches wurde von verschiedenen Autoren über andere Fischarten berichtet. KRÜGER et al. (1976) fanden eine Korrelation zwischen Hg-Konzentrationen im Muskel von Tiefsee- und Flachseerotbarsch und dem Fischalter bzw. Fischgewicht. Bei Barschen und Rotaugen (WISSMATH und KLEIN, 1981) und bei Haien (CAPUTI et al., 1979; LYLE, 1984) wurde ebenfalls eine solche Abhängigkeit festgestellt.

Cd. Im Vergleich zu den Cd-Werten der Leber in der vorliegenden Untersuchung sind die Cd-Konzentrationen der Klieschenleber aus Fladen/Kattegatt im

allgemeinen erhöht (HELCOM, 1990). Nur die Werte aus dem Jahr 1981 zeigen Ähnlichkeit mit der vorliegenden Untersuchung, steigen dann allmählich auf 1.2 µg/g im 1987 und rapide auf 3 µg/g TG im Jahre 1988. Der Wert von 1988 übersteigt die an der deutschen Ostseeküste gemessene Cd-Konzentration der Klieschenleber um einen Faktor von über 6. CLAUSSEN (1988) stellte in der Deutschen Bucht Cd-Werte zwischen 0.055 (ostfriesische Inseln) und 0.12 µg/g FG (Dänische Küste) fest. In der südlichen Nordsee wurden Werte zwischen 0.15-0.27 µg/g FG gemessen. Die höheren Werte um 0.27 µg/g FG stammen von der Doggerbank und nicht von der Küste. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, daß die Metallkonzentrationen in Plattfischen nicht grundsätzlich von der Küste in Richtung offene See hin abnehmen. Wenn man den Trockengewicht-Anteil der Leberproben (Faktor 4.2) aus der südlichen Nordsee berücksichtigt, entsprechen den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit. Nur die Werte von der Doggerbank scheinen höher zu liegen.

Im Oberflächenwasser der Kieler und Mecklenburger Bucht herrschen Cd-Konzentrationen zwischen 0.1-0.2 nmol/kg (SCHULTZ TOKOS et al., 1993). Die Cd-Werte liegen in der zentralen Ostsee um 0.3 nmol/kg. Allgemein nehmen die Cd-Werte von der Bottenwiek in Richtung Beltsee hin ab (MAGNUSSON und WATERLUND, 1980; PRANGE, 1983; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983; SCHULTZ TOKOS et al., 1993). Die Stationsvergleiche für Leber und Niere der Klieschenproben zeigen diese Tendenz nicht.

Die Cd-Konzentrationen der Leber und Niere von Kliesche zeigen keine jahreszeitliche Schwankung, obwohl sich die Cd-Konzentrationen im Tiefenwasser der Kieler und Mecklenburger Bucht zwischen Sommer und Winter unterscheiden. Die Cd-Konzentrationen scheinen im sommerlichen Tiefenwasser wie bei Zn mit hohen Silikatkonzentrationen zu korrelieren (SCHULTZ TOKOS et al., 1993).

Cu. Die Cu-Werte der Leber der Zeitserien aus Fladen/Kattegatt (ICES, 1980-88) liegen bei 15 µg/g TG im Jahre 1981 und zeigen einen Aufwärtstrend bis zu 25 µg/g TG im Jahre 1988. Die Werte schwanken jedoch innerhalb der Jahre und zwischen den Jahren. Die Cu-Werte aus Fladen von 1988 sind vergleichbar mit den Stationen Dorschmulde, Schleimünde und "Nördlich Rügen" in der vorliegenden Arbeit. Der Cu-Wert von der Äußeren Kieler Förde ist jedoch deutlich niedriger. Ab Station Äußere Kieler Förde zeigen die Cu-Werte in Richtung Osten eine zunehmende Tendenz. Die Oberflächenwasserwerte von Cu zeigen eine ähnliche Verteilung: von der Beltsee in Richtung Bottenwiek nehmen die Cu-Konzentrationen zu (MAGNUSSON und WATERLUND, 1980; PRANGE, 1983; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983/87). Die Stationen Schleimünde und

Dorschmulde passen nicht zum Bild der Abnahme der Cu-Konzentrationen vom Osten nach Westen. Hier gibt es wahrscheinlich eine lokale Störung, die durch die Schlei verursacht wird. Teilweise kann diese Unregelmäßigkeit auch auf den unterschiedlichen Zeitpunkt der Probenahme zurückgeführt werden, denn die Cu-Konzentrationen der Klieschenleber weisen eine jahreszeitliche Schwankung auf. Das Minimum liegt im Oktober und das Maximum im Juli. Daher sind die Cu-Werte von "Nördlich Rügen" im Februar im Vergleich zu Oktoberproben unterschätzt. Die Cu-Konzentrationen zwischen Oktober und April (Schleimünde) unterscheiden sich um einen Faktor von 1.7. Untersuchungen des Oberflächen- und Tiefenwassers in Kieler und Mecklenburger Bucht zeigen keinen signifikanten Unterschied für Cu zwischen Winter und Sommer (SCHULTZ TOKOS et al, 1993). Die erhöhten Cu-Konzentrationen der Klieschenleber im Juli sind durch die Wasserwerte nicht zu erklären. Sie sind wahrscheinlich auf die starke Aufnahmerate von Nahrung zurückzuführen. Zu dieser Zeit verzehrt die Kliesche große Mengen von *Cyprina*, *Diastylis* und *Harmothoe* (ARNTZ, 1977) (s. Kap. 2.1).

Die Cu-Werte der Klieschenniere liegen beträchtlich niedriger als die der Klieschenleber (Faktor 4-5). Sie variieren weniger und zeigen eine unterschiedliche Verteilung, obwohl sie den gleichen Fischen entstammen. Die Cu-Konzentrationen der Klieschenniere zeigen keine jahreszeitlichen Schwankungen. In der vorliegenden Arbeit wurden hingegen für die Cu-Konzentrationen der Dorschniere jahreszeitliche Schwankungen nachgewiesen. Die negative Korrelation der Cu-Werte mit dem Salzgehalt deutet darauf hin, daß die Hauptquelle für den Cu-Eintrag die Flüsse sind. In der vorliegenden Arbeit wurde eine ähnliche Zunahme der Cu-Konzentrationen von Westen nach Osten für Flunderleber, Flunderniere und Dorschniere gefunden.

Zn. Aus Fladen/Kattegatt bestehen ebenfalls Zeitserien für Zn-Konzentrationen der Klieschenleber (ICES, 1981-88). Zwischen 1981-84 stiegen die Werte von 50-70 µg/g auf 90-120 µg/g an, danach nehmen die Konzentrationen allmählich ab, um 1988 einen Wert zwischen 60-75 µg/g TG zu erreichen. Wenn man die Werte von 1988 mit den Werten in der vorliegenden Arbeit vergleicht, stellt man fest, daß die Stationen Dorschmulde und "Östlich Fehmarn" mit einer Zn-Konzentration um 50 niedriger, Kieler Förde, Süderfahrt und "Westlich Fehmarn" mit um 70-90 etwas höher und Schleimünde und "Nördlich Rügen" 130-140 µg/g TG deutlich höher liegen als die Werte aus Fladen. Die Zn-Konzentrationen der Klieschenniere zeigen ein anderes Verteilungsmuster als die der Klieschenleber, obwohl die Proben aus den selben Fischen stammen. Abgesehen von der Station Kieler Förde scheinen die Zn-Werte der Niere vom Westen nach Osten allmählich abzunehmen, wobei die Nierenwerte zwischen den Stationen wenig variieren. Im Oberflächenwasser der

zentralen Ostsee beträgt die Zn-Konzentration um 15 (11-20) nmol/l. Zn zeigt eine abnehmende Tendenz von der Bottenwiek in Richtung Beltsee (PRANGE, 1983; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983). Parallelitäten zu den Oberflächenwasserwerten konnten in den Klieschenorganen nicht gefunden werden. Im Gegenteil gibt es bei der Niere eine leicht abnehmende Tendenz von Westen nach Osten. SCHULTZ TOKOS et al. (1993) konnten für Zn im Wasser der Kieler und Mecklenburger Bucht keine erkennbare Zusammenhänge mit dem Salzgehalt feststellen. Im Bericht von HELCOM (1994) wird für Zn (sowie Pb und Hg) darauf hingewiesen, daß Zn in allen Gebieten eine ähnliche Konzentration aufweist. Man vermutet, daß es bei Zn andere steuernde Mechanismen als den Salzgehalt gibt, wie z.B. den atmosphärischen Eintrag als dominierenden Faktor. Im Tiefenwasser kommt es bei Zn zu einer leichten Abnahme der Konzentration bis auf <10 nmol/l im anoxischen Bereich. Die Zn-Gehalte im Sediment betragen in der westlichen Ostsee 20-260 mg/kg TG (HELCOM, 1987).

Die Zn-Konzentrationen der Klieschenleber sind im Oktober am niedrigsten und im Februar und Juli am höchsten. In der Klieschenniere sind die Zn-Konzentrationen nur Ende April erhöht. Untersuchungen von SCHULTZ TOKOS et al. (1993) ergaben in der Zn-Konzentrationen des Oberflächenwassers der Kieler und Mecklenburger Bucht keine signifikanten Unterschiede zwischen Sommer und Winter. Die Zn-Konzentration im Tiefenwasser unterscheidet sich dagegen zwischen Sommer und Winter deutlich voneinander. Zn ist ein biogen gebundenes Element und entsteht bei der Mineralisation, so daß es sich in flachen Gewässern und bei hoher Primärproduktion im Tiefenwasser vor allem im Sommer anreichern kann. Es wurde eine Korrelation zwischen Silikat (SiO₂)-Gehalt und Zn-Konzentration vor allem im sommerlichen Tiefenwasser festgestellt, was auf die Freisetzung aus dem Abbau von organischem Material hinweist (Diatomeenblüte). Es liegt nahe, daß dies neben der starken Nahrungszufuhr bzw. dem Nahrungsangebot (ARNTZ, 1977; s. auch Kap. 2.1) der Grund ist, wieso die Kliesche als benthischer Vertreter zum Sommer hin höhere Zn-Konzentrationen aufweist, als im Herbst oder Winter.

Da die Zn-Konzentrationen der Klieschenleber im Oktober niedriger als im Februar liegen, sind die Werte von "Nördlich Rügen" um etwa 30% überschätzt.

In der vorliegenden Arbeit wurde eine Geschlechtsabhängigkeit der Zn-Konzentrationen in der Klieschenleber und der Klieschenniere nachgewiesen. In der Leber der Weibchen sind die Zn-Konzentrationen höher als in der des Männchens. Im Gegensatz zur Leber sind die Zn-Konzentrationen in der Klieschenniere beim Männchen höher. JENSEN und CHENG (1987) fanden für die Flunderleber eine Geschlechtsabhängigkeit der Zn-Konzentrationen. PROTASOWICKI (1986) fand in der Leber von Flußbarsch, Hering und Dorsch

mehr Zn beim Männchen als beim Weibchen, jedoch mehr Zn in weiblichen Gonaden von Dorsch, Hering, Plötze, Meerforelle, Brassen und Flußbarsch als in den männlichen Gonaden. Offensichtlich ist der stärkere Transport von Spurenelementen zu den Eiern beim Weibchen der Grund dafür (s. auch 4.2.3. und 4.2.4).

4.2.2 Flunder

Tabelle 43 gibt die Mediane für die Gesamtproben aller Metalle und Organe der Flunder wieder. Die Anreicherungsfaktoren sind wie bei der Kliesche berechnet (s. Kap 4.2.1). Auffällig ist, daß die Leber und Niere eine höhere Bioakkumulation aufweisen als der Muskel. Eine Ausnahme bildet die Hg-Akkumulation im Klieschenmuskel. Die Akkumulationsfaktoren der Metalle nehmen in folgender Form ab, in der Leber: $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Hg}$, in der Niere: $\text{Zn} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Cu}$ und in der Muskel: $\text{Hg} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd}$.

Tab. 43 Anreicherungsfaktoren von Metallen (Median) aller untersuchten Flunderproben im Bezug auf die Metallkonzentration im Wasser. Diese ist für Cu und Cd der Mittelwert von Winter, Sommer, Oberflächen- und Tiefenwasser aus SCHULTZ TOKOS et al. (1993). Bei Hg ist der Wert auf das Gesamtquecksilber und Zn auf Tiefenwasserwerte von Sommer und Winter bezogen. Die Anreicherungsfaktoren sind gerundet. Die Metallkonzentrationen des Gewebes in $\mu\text{g/g}$ TG und des Meerwassers in nmol/l angegeben.

Metall	Organ	Gewebe ($\mu\text{g/g}$ TG)	Meerwasser (nmol/l)	Anreicherungs- faktor
Cu	Leber	91	8.06	177 700
	Niere	5.7		11 100
	Muskel	0.88		1 700
Cd	Leber	1.27	0.138	81 900
	Niere	0.42		27 100
	Muskel	0.004		300
Zn	Leber	184	29.13	96 600
	Niere	166		87 200
	Muskel	30.5		16 000
Hg	Leber	0.07	0.025	14 000
	Niere	0.2		39 900
	Muskel	0.26		51 800

Über Metalle in der Flunder liegen zahlreiche Arbeiten aus Teilen der Ostsee und Nordsee vor (Tab. 44). Die meisten Angaben beruhen jedoch auf dem Frischgewicht. Beim Vergleich mit Ergebnissen der vorliegenden Arbeit müssen die prozentualen Trockengewicht-Anteile berücksichtigt werden. Beim Muskel der Flunder beträgt der TG-Anteil ca. 30% (Faktor 3.3)(JOERGENSEN und PEDERSEN, 1994). Bei der Flunderleber ist der TG-Anteil ca. 22.5% (Faktor 4.5) (HELCOM, 1994).

Tab. 44 Literaturwerte von Metallkonzentrationen in der Flunder ($\mu\text{g/g}$) aus verschiedenen Gebieten. Dabei bedeuten TG:Trockengewicht, FG:Feuchtgewicht, M:Muskel, L:Leber, N:Niere und GK:Gesamtkörper.

Gebiet	Cd	Cu	Hg	Zn	Quelle
Severn-Äst. GK/TG	3.4-7.3	-	-	76-173	Hardisty et al. (1974)
Südl. Ostsee M/FG	n.s.-.008	.06-.82	-	1.6-6.4	Falandysz (1985)
Südl.Ostsee M/FG	.094 \pm .05	.35 \pm .11	.011-.37	5.54 \pm .45	Protosowicki (1986,1989)
L/FG	.37 \pm .12	23.3 \pm 18	-	22.5 \pm 16	
N/FG	.175 \pm .04	1.25 \pm .28	-	21.8 \pm 1.3	
Deutsche B. M/FG	.0006		.064		Harms&Claußen (1989) Luckas&Harms (1987)
Weserästuar FG	.18 L		.2 M		
Elbeästuar FG	.29 L		.32 M		
Innere Deutsche Bucht FG	.08 L		.13 M		
Skagerrak FG	.05 L		.02 M		
Kattegat FG	.05 L		.03 M		
Kieler Bucht FG	.06 L		.03 M		
Niederl.Küste FG	.065 L		.11 M		Stronkhorst (1992)
Großer Belt FG	.15 L	10 L	.04 M	42 L	Joergensen& Pedersen (1994)*
Öresund FG	.28 L	15 L	.2 M	52 L	

*Werte nicht exakt, da von Abbildung abgelesen.

Hg. Die Hg-Werte im Flundermuskel sind vom großen Belt (JOERGENSEN und PEDERSEN 1994), der Kieler Bucht und dem Kattegatt (LUCKAS und HARMS, 1987) mit den niedrigen Werten der vorliegenden Arbeit im Bereich Schleimünde und Lübecker Bucht vergleichbar. Die Werte von der niederländischen Küste

(STRONKHORST, 1992), von der Pommerschen Bucht (PROTOSOWICKI, 1986) und von der Deutschen Bucht (HARMS und CLAÜßEN, 1989) sind mit den mittleren Werten von Süderfahrt und Warnemünde vergleichbar. Für den Skagerrak wurden niedrigere Hg-Werte als in der vorliegenden Arbeit ermittelt (LUCKAS und HARMS, 1987). Höhere Hg-Werte als in der vorliegenden Arbeit sind für den Öresund (JOERGENSEN und PEDERSEN, 1994), für die Danziger Bucht (PROTOSOWICKI, 1986), für das Weserästuar (HARMS und CLAÜßEN, 1989) und für das Elbeästuar (LUCKAS und HARMS, 1987) bekannt (Tab. 44).

Die Oberflächenwasserwerte für Hg in der offenen Ostsee sind überall ziemlich konstant (HELCOM, 1994). Daher wird die große Variabilität der Werte entlang der deutschen Ostseeküste auf küstennahe Quellen zurückzuführen sein.

Die Hg-Konzentrationen im Flundermuskel lagen 1993 halb so hoch wie im gleichen Monat 1992. Die Hg-Konzentrationen des Flundermuskels vom großen Belt sind in den Zeitserien zwischen 1984-1989 relativ konstant geblieben, während die Konzentrationen im Öresund Ende der 80er Jahre unter dem Höchstwert der Jahre 1983/84 im Öresund liegen (JOERGENSEN und PEDERSEN, 1994). Die Hg-Konzentrationen im Ems Dollart und in der Westerschelde sind in den Zeitserien (1985-1990) auch konstant geblieben (STRONKHORST, 1992).

Die Hg-Konzentrationen in der Flunderleber sind niedriger als die im Muskel und in der Niere. Die Muskelkonzentrationen sind höher als die der Niere. Bei der Station "Nördlich Rügen" konnte aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Hg-Konzentrationen des Muskels und der Niere gefunden werden. Dies liegt wahrscheinlich an den Schwankungen der Werte und an der geringen Stichprobenzahl. Auch im Klieschenmuskel wurden höhere Hg-Konzentrationen im Muskel als in der Leber und der Niere gefunden (s.o.). MIETH (1983) zeigte, daß die Hg-Konzentrationen der Flunderleber während ihrer jahreszeitlichen Maxima die Hg-Konzentration des Flundermuskels übersteigen können (diese Feststellung ist jedoch nicht statistisch getestet).

Bei der Flunder konnten keine Proben für den jahreszeitlichen Vergleich gefangen werden. Es gibt jedoch entsprechende Arbeiten im Bezug auf Hg (PROTOSOWICKI, 1986; MIETH, 1983). Es geht im allgemeinen daraus hervor, daß im Herbst die höchsten und im Sommer die niedrigsten Hg-Konzentrationen zu erwarten sind. MIETH (1983) berichtete von den höchsten Hg-Werten im April/Mai sowie August und von den niedrigsten Werten in Februar/März und Juli in der Flunderleber.

Männliche Haien wiesen im Gegensatz zu den Flundermännchen in der vorliegenden Arbeit höhere Hg-Konzentrationen im Muskel als die Weibchen auf

(LYLE, 1984; MARCOVECCHIO et al., 1986). Ähnliche Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen wurden beim Blauen Marlin (*Makaira nigricans*) festgestellt (SCHULZ und ITO, 1979). Diese geschlechtsspezifischen Unterschiede wurden damit erklärt, daß bei den Weibchen ein Transport von Metallen zu den Eiern und Embryonen als Grund stattfinden könnte. JENSEN und CHENG (1987) konnten hingegen keine Geschlechtsabhängigkeit von Hg bei der Flunder finden.

Für die Station "Nördlich Rügen" konnte eine Abhängigkeit der Hg-Konzentrationen von dem Fischgewicht festgestellt werden. Die in der vorliegenden Arbeit festgestellte Zunahme der Hg-Konzentration mit dem Fischgewicht im Muskelgewebe der Flunder ist ein bekanntes Phänomen (MANCE, 1985; LUTEN et al., 1987; STRONKHORST, 1992).

Cd. Die Cd-Konzentrationen in der Leber und in der Niere der Flunder zeigen eine Zunahme von Westen nach Osten. Dieses Verteilungsmuster stimmt mit dem Befund überein, daß die Cd-Konzentrationen des Ostseewassers von Bottenwiek in Richtung Beltsee hin abnehmen (MAGNUSSON und WATERLUND, 1980; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983). Die Hauptquelle für den Eintrag von Cd sind wahrscheinlich die Flüsse.

Tabelle 43 gibt die Cd-Werte von verschiedenen Gebieten wieder. Beim Vergleich müssen die TG-Anteile berücksichtigt werden. Die Cd-Werte der Flunderleber aus dem Ems Dollart, der Westerschelde (STRONKHORST, 1992), der inneren Deutschen Bucht, dem Skagerrak und der Kieler Bucht (LUKAS und HARMS, 1987) entsprechen konzentrationsmäßig den Werten der vorliegenden Arbeit an den Stationen Schleimünde, Süderfahrt und Lübecker Bucht. Die Cd-Werte der Flunderleber aus dem großen Belt, dem Öresund (JOERGENSEN und PEDERSEN, 1994), dem Weser- (HARMS und CLAUßEN, 1989) und dem Elbeästuar (LUKAS und HARMS, 1987) entsprechen den höheren Werten der Stationen Warnemünde und "Nördlich Rügen". Höhere Cd-Werte in der Flunderleber als in der vorliegenden Arbeit sind nur aus der südlichen Ostsee bekannt (PROTASOWICKI, 1989).

In der vorliegenden Arbeit liegen die Cd-Konzentrationen im Flundermuskel nahe der Nachweisgrenze. Nach ICES (1984) liegen allgemein die Cd-Werte in der Muskel von Fischen etwa zwischen 0.001-0.01 mg/kg FG. Nach HARMS und CLAUßEN (1989) liegen wahrscheinlich die realistischen Cd-Gehalte im Muskelgewebe von Seefischen in einer Größenordnung von kleiner als 0.001 mg/g FG. Höhere Cd-Werte im Muskel sind wahrscheinlich auf analytische Fehler (z.B. Kontamination der Proben) zurückzuführen. Bisher konnte noch nicht mit

ausreichender Sicherheit geklärt werden, ob in Regionen, die anthropogen bedingte Cd-Einträge erfahren, erhöhte Gehalte im Muskelgewebe der dort vorkommenden Fische auftreten. Der gegenwärtige Wissensstand deutet darauf hin, daß stoffwechselbedingte Regelmechanismen eine stärkere Anreicherung von Cd (auch Pb) im Muskelgewebe verhindern (HARMS und CLAUBEN, 1989).

In den drei ausgewählten Organen zeigen die Cd-Konzentrationen folgendes Verteilungsmuster: Muskel<Niere<Leber. Ähnliches wurde für die Flunder von der südlichen Ostsee gefunden (PROTASOWICKI, 1989).

Die wenigen Cd-Werte, die für die Flunderniere von der südlichen Ostsee bekannt sind (PROTASOWICKI, 1989), entsprechen den Nierenwerten der Stationen Warnemünde und "Nördlich Rügen" in der vorliegenden Arbeit.

Die Cd-Konzentrationen der Flunderleber von 1993 lagen mehrfach höher als im gleichen Monat 1992, auch die Nierenwerte waren höher. Es gibt eine Zunahme der Cd-Konzentration im Öresund und im großen Belt in den Jahren 1984-1989. Ähnliches wurde für die Scholle aus dem Nordsee-Raum für die Jahre 1985-1989 gefunden (JOERGENSEN und PEDERSEN, 1994). Vom Ems Dollart und von der Westerschelde wurde auch von einer Zunahme der Cd-Konzentrationen der Flunder in den Zeitserien zwischen den Jahren 1985-1988 berichtet (STRONKHORST, 1992). Auch in der Deutschen Bucht wurde für die Flunder eine Zunahme der Konzentrationen in den Jahren 1984-1988 festgestellt. Nur im englischen Kanal wurde eine Abnahme beobachtet (ICES, 1991).

Bei Cd-Konzentrationen der Flunderleber aus der Elbe wurden jahreszeitliche Schwankungen festgestellt, die aber nicht in allen Stationen das gleiche Muster zeigten. Im allgemeinen waren die Cd-Konzentrationen im Herbst (Oktober/November) und im Winter (Februar/März) höher, im Frühjahr und im Sommer (April-Juni) niedrig und stiegen im Spätsommer (Juli-September) wieder an (MIETH, 1983). HARDISTY et al. (1974) untersuchten den Cd-Gehalt von Gesamtkörperhomogenaten unterschiedlicher Längensklassen von Flundern vom Severn-Ästuar im Oktober, Februar und Juni (1972/1973). Die Februarwerte waren höher als die Oktober- und Juniwerte. Die Unterschiede lagen jedoch nur im 20%-Bereich.

JENSEN und CHENG (1987) konnten im Gegensatz zu der vorliegenden Untersuchung keine Geschlechtsabhängigkeit für die Cd-Konzentration in der Flunderleber feststellen.

In Übereinstimmung mit der vorliegenden Arbeit stellten JENSEN und CHENG (1987) für Cd Korrelationen zwischen den Leberkonzentrationen und der Fischlänge fest. STRONKHORST (1992) und MIETH (1983) fanden dagegen keine Längen- oder Gewichtsabhängigkeit der Cd-Konzentrationen in den Flundern. MIETH (1983) begründete dies damit, daß in den stärker verschmutzten Gewässern wie der Elbe, die Längen- bzw. Gewichtsabhängigkeit durch hohe Milieukontamination überlagert wird, so daß man keine Korrelationen mit den Wachstumsparametern findet. Der Wachstumsparameter erscheint auch nach KOOP (1989) gegenüber dem Belastungsniveau des Wohngewässers, für die Akkumulation von Cd beispielsweise von geringer Bedeutung. Nach RICHARD et al. (1977) ist die Altersabhängigkeit der Metallakkumulation besonders in belasteten Gebieten deutlich. Bei sehr starker Belastung und bei geringer Belastung aber ist die Altersabhängigkeit nicht gut sichtbar (JONELS und WESTERMARK, 1969). Bei schwacher Belastung könnten wahrscheinlich die Aufnahme und Ausscheidung bzw. Umverteilung in den anderen Körperbereichen (Ablagerung in den Knochen und/oder Transport zu der Haut) die Waage halten, so daß man keine Altersabhängigkeit feststellen kann. Die nicht-essentiellen Elemente Cd und Pb werden beispielsweise im Hartgewebe wie Knochen und Otolithen oder in peripheren Organen (Haut und Flossen) abgelagert. Das ist eine Art von Detoxifikation. Denn in Hartgeweben abgelagerte Metalle sind kaum stoffwechselaktiv und die in peripheren Organen abgelagerten Metalle können leicht mit dem Schleim weggewaschen werden. Geringe Schleimbildung beim Hering und damit verbundene geringe Metallkonzentrationen in der Heringshaut bestätigen indirekt die Vermutung, daß einige Fischarten wie Flunder und Dorsch einen Teil ihres Cd-Gehaltes über die Haut ausscheiden (PROTASOWICKI, 1989).

Zn. Die Zn-Konzentrationen in der Leber und der Niere zeigen eine Zunahme von Westen nach Osten. Dieses Verteilungsmuster zeigt eine gute Übereinstimmung mit dem Befund, daß die Cd-Konzentrationen des Ostseewassers von Bottenwiek in Richtung Beltsee hin abnehmen (PRANGE, 1983; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983).

Mischproben der Flunderniere von der polnischen Küste (PROTASOWICKI, 1989) weisen niedrigere Zn-Konzentrationen als die in der vorliegenden Arbeit auf (Tab. 44). Bei der Zn-Konzentrationen in den drei untersuchten Flunderorganen wurde ein ähnliches Verteilungsmuster für die Flunder aus der südlichen Ostsee gefunden: Muskel < Leber < Niere. Die Unterschiede zwischen Leber und Niere waren jedoch sehr gering (PROTASOWICKI, 1989).

Die Flundern von den Stationen Süderfahrt und "Nördlich Rügen" wurden im Februar, die anderen Stationen im Oktober gefangen. Die Gesamtkörperproben der Flunder zeigen im Februar höhere Zn-Werte als im Oktober und Juni (HARDISTY et al., 1974). Demnach können die Stationen Süderfahrt und "Nördlich Rügen" überschätzt sein. Hier kann aber keine Fehlerabschätzung erfolgen, weil nicht einzelne Organe, sondern Gesamtkörperhomogenate untersucht wurden.

JOERGENSEN und PEDERSEN (1994) stellten ebenfalls eine Erhöhung der Zn-Werte der Flunderleber in den Zeitserien im Bereich der Ostsee fest. Zn-Werte aus der Nordsee nehmen jedoch ab.

JENSEN und CHENG (1987) fanden im Gegensatz zu der vorliegenden Arbeit für die Zn-Konzentrationen der Flunder eine Geschlechtsabhängigkeit im Öresund, aber nicht im großen Belt.

Cu. Die Cu-Konzentrationen der Flunderleber zeigen eine ähnliche Zunahme von den westlichen Stationen zu den östlichen Stationen des Untersuchungsgebiets wie bei Zn in der Flunderleber und -niere. Bei den Cu-Konzentrationen der Klieschenleber wurde eine ähnliche Tendenz festgestellt (s.o.). Parallel dazu nehmen die Cu-Werte des Oberflächenwassers von der Beltsee in Richtung Bottenwiek zu (MAGNUSSON und WASTERLUND, 1980; PRANGE, 1983; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983/87).

Die Cu-Werte für die Flunderleber vom großen Belt und Öresund entsprechen den Cu-Werten der vorliegenden Arbeit (JOERGENSEN und PEDERSEN, 1992).

Die Nierenwerte für Cu weisen im Vergleich zu den Leberwerten ein anderes Konzentrationsmuster auf. Außerdem sind die Schwankungen zwischen den Stationen geringer. Die Stationen "Nördlich Rügen" und Süderfahrt weisen höhere Nierenwerte für Cu auf. Dies kann an dem unterschiedlichen Zeitpunkt der Probenahme liegen. Die Flundern der Stationen "Nördlich Rügen" und Süderfahrt sind nicht im Oktober, sondern im Februar gefangen worden. MIETH (1983) berichtet von erhöhten Cu-Konzentrationen der Flunderleber in November und Februar/März und von niedrigen Werten in Juni, August und September für die Elbestationen Scharhörn und Brunsbüttel. Die Unterschiede liegen jedoch unterhalb 20%. Dies zeigt, daß bei der Flunderleber die Tendenzen der Cu-Verteilung in den Stationen bestehen bleiben. Für den Flundermuskel wurden die maximalen Cu-Werte in März und im September und die minimalen im Mai gemessen (MIETH, 1983).

Die Cu-Werte der Flunderniere aus der südlichen Ostsee sind mit den Nierenwerten der vorliegenden Arbeit gut vergleichbar (s. Tab. 44). Im Muskel, in der Niere und der Leber wurde ein ähnliches Verteilungsmuster für die Cu-Konzentration wie in der vorliegenden Arbeit festgestellt (PROTASOWICKI, 1989).

Die Cu-Werte von der Station Süderfahrt waren im Februar 1993 höher als im Februar 1992. Auch im Öresund ist eine Zunahme der Cu-Konzentration beobachtet worden (JOERGENSEN und PEDERSEN, 1992).

JENSEN und CHENG (1987) fanden im Gegensatz zu der vorliegenden Arbeit für die Cu-Konzentrationen der Flunder eine Geschlechtsabhängigkeit in den Flunderproben vom Öresund, nicht aber in den Proben vom großen Belt.

4.2.3. Dorsch

Tabelle 45 gibt die Mediane für die Gesamtproben aller Metalle und Organe des Dorsches und die Anreicherungsfaktoren wieder. Beim Dorsch wurde der Zn-Wert des Wassers wie für andere Metalle berechnet, weil er pelagisch lebt, aber sich oft in der Nähe des Grundes aufhält (für die Berechnung s. Kap. 4.2.1.). Die Leber und Niere weisen im allgemeinen eine höhere Bioakkumulation von Metallen auf, als der Dorschmuskel. Eine Ausnahme bildet die Hg-Akkumulation im Klieschenmuskel. Die Akkumulationsfaktoren der Metalle nehmen in dieser Reihenfolge ab, in der Leber und der Niere: $Zn > Cu > Hg > Cd$ und im Muskel: $Hg > Zn > Cd > Cu$.

Der Grund für den Verzicht auf einen Großteil der Dorschleberproben war ihr enormer Fettgehalt. Der Fettgehalt im Fisch kann sich im Laufe des Jahres und in verschiedenen Lebensphasen des Fisches beträchtlich ändern. Beides wurde für die Dorschleber nachgewiesen. Die jungen Dorsche haben einen Leberfettgehalt von weniger als 5%. Der Leberfettgehalt adulter Dorsche hingegen kann 80% übersteigen. Der Fettgehalt adulter Dorsche kann im Laufe eines Jahres stark variieren (GRIMAS et al., 1985). Es wurde eine starke positive Korrelation zwischen dem Fettgehalt und der Zn-Konzentration gefunden. Cu, Pb und Cd korrelieren ebenfalls mit dem Fettgehalt negativ. Dies ließ Zweifel aufkommen, ob die Leberproben überhaupt für das Monitoring von Metallkonzentrationen in der Umwelt geeignet sind (GRIMAS et al., 1985). Hinzu kommen Schwierigkeiten in der Laborpraxis (Nichttrocknen, Bildung von Phasen in Gefäßen, Probleme bei der Homogenisierung etc.).

Tab. 45 Anreicherungsfaktoren von Metallen (Median) aller untersuchten Dorschproben im Bezug auf Metallkonzentration im Wasser. Die Metallkonzentration ist der Mittelwert von Winter, Sommer, Oberflächen- und Tiefenwasser aus SCHULTZ TOKOS et al. (1993). Bei Hg ist der Wert auf Gesamtquecksilber des Wassers bezogen. Die Anreicherungsfaktoren sind gerundet. Die Metallkonzentrationen des Gewebes in $\mu\text{g/g}$ TG und des Meerwassers in nmol/l angegeben.

Metall	Organ	Gewebe ($\mu\text{g/g}$ TG)	Meerwasser (nmol/l)	Anreicherungs- faktor
Cu	Leber	9.3	8.06	18 200
	Niere	3.7		7 200
	Muskel	0.5		1 000
Cd	Leber	0.04	0.138	2 600
	Niere	0.02		1 300
	Muskel	0.03		1 900
Zn	Leber	45	23.6	29 200
	Niere	104		67 400
	Muskel	22.3		14 500
Hg	Leber	0.02	0.025	4 000
	Muskel	0.18		35 900
	Niere	0.109		21 700

Hg. Die meisten Werte für Hg in der Muskulatur sind in der Literatur auf Frischgewichtsbasis bezogen. Beim Vergleich mit der vorliegenden Arbeit müßten die Trockengewichtsanteile berücksichtigt werden: Der Dorschmuskel besteht zu ca. 82% aus Wasser (HELLOU et al., 1992). Daher müßten FG-Werte mit einem Faktor von 5.55 multipliziert werden. Die Dorschleber enthält weniger Wasser als der Dorschmuskel (47%) (HELLOU et al., 1992).

PROTASOWICKI (1986) konnte wie in der vorliegenden Untersuchung keine signifikante jahreszeitliche Unterschiede in der Hg-Konzentration der Dorsche aus der südlichen Ostsee feststellen. Der Dorsch ist kein standorttreuer Fisch und seine Wanderungen erfolgen in alle Richtungen (s. Kap. 2.1). Die Hg-Konzentrationen des Oberflächenwassers scheinen überall ziemlich ähnlich zu sein (HELCOM, 1994). Dies wird auf die schnelle Formation von Hg zur partikulären Form und eine damit verbundene Sedimentation zurückgeführt (HELCOM, 1987). Die Ähnlichkeit der

Tab. 46 Literaturwerte von Metallkonzentrationen im Dorsch ($\mu\text{g/g}$) aus verschiedenen Gebieten. Dabei bedeuten TG:Trockengewicht, FG:Feuchtgewicht, M:Muskel, L:Leber, N:Niere und GK:Gesamtkörper. Bei FG-Angaben entsprechen die Werte im Klammer den umgerechneten TG-Angaben.

Gebiet	Cd	Cu	Hg	Zn	Quelle
Kattegatt 1980-82 TG 1983 TG	.37L .48L	27.7 L 35.5L	.05 (.25) M .093(.46)M	93 L 129 L	Grimas et al., 1984
Südl./zentr. 1980-82 Otsee 1983 FG	.68L .1 L	22.2L 14.3L	.045(.22)M .037(.18)M	68 L 54 L	
Finn. 1979-82 FG Meerbusen 1983 FG	.04(.07)L .1(.18)L	6.6(11) L 10.2(18)L	.025(.03)L -	10.4(19)L 18.2(33)L	BMP, 1986
Finn. 1979-82 FG Bottensee 1983-84FG	.02(.036)L -	7.2(13) L 5.9(11)L	- .026(.13)M	9.8(18)L 11.3(20)L	
Pommersche B.1984 FG	.084(.15)L	11.3(20)L	.016(.08)L	30.4(55)L	
Polnische Küste 1984 FG	.049(.09)L	9.5(17)L	.019(.1)L	16.2(29)L	
Kokemaenjoki-Fluß- mündung 1983 FG	.022(.04)L	5.9(11)L	.029(.14)M	11.3(20)L	
Küste v. Helsin.1984 FG	.054(.1)L	9.5(17)L	.034(.17)M	17.1(31)L	
Fladen 1988 TG*	.5L	45L	.05(.25)M	90L	HELCOM, 1989
Labrador TG Neufundland TG	<.01M <.03M	<1.5M <1.2M	.52 M .44 M	19M 19M	Hellou et al. 1992
Labrador TG	.75L	5L	<.05L	25L	
Neufundland TL	.75L	11L	<.05L	35L	
Südl. Ostsee FG FG	.052(.26)M .048(.09)L	.3(1.5)M 8.83(16)L	.022(.11)M .021(.03)L	4.65(23)M 16.8(30)L	Protasowi cki, 1991
Nordsee FG	.034(.06)L	-	.02(.036)L .05(.28)M	-	
					ICES, 1988

* Werte nicht exakt, da von Abbildung abgelesen.

Konzentrationen von Hg steht mit dem Fehlen der lokalen Variationen im Einklang. Die Hg-Konzentrationen im Muskel von Dorschen aus der Nordsee (ICES-Gebiete), dem Kattegatt (TREVO, 1984; HELCOM, 1989) und den bei Labrador und südlich von Neufundland gefangenen Tieren (HELLOU et al., 1992) liegen höher als in der vorliegenden Arbeit. Die Werte von der Kokemäenjoki-Flußmündung (Finnland) und von der Küste bei Helsinki sind ähnlich wie in dieser Arbeit (HELCOM, 1989).

Niedrigere Hg-Werte als in vorliegender Arbeit sind aus dem Finnischen Meerbusen, der Pommerschen Bucht (BMP, 1986) und der südlichen Ostsee (BMP, 1986; PROTASOWICKI, 1989) bekannt (s. Tab. 46).

In fischereilich genutzten Fischarten wie Kabeljau und Scholle, liegt nach den bisher gewonnenen Kenntnissen der Hg-Gehalt des Muskelgewebes (Filet) unter 0.1 mg/kg FG, sofern die Fische nicht aus Gebieten stammen, die durch die industrielle Aktivität des Menschen mit Hg kontaminiert sind. Damit wird der gesetzlich festgelegte Grenzwert von 1 mg/kg erheblich unterschritten.

Untersuchungen an Plankton, Fischen und Muscheln aus der südlichen Ostsee ergaben eine Abnahme der Konzentrationen in folgender Reihenfolge für Hg: Plankton > Fisch > Muschel, für Cu: Muschel > Plankton > Fisch, für Cd und Zn: Plankton > Muschel > Fisch. Die Spurenmetallgehalte in der Anfangsstufe der Nahrungskette (Plankton) werden nicht in den Organismen der oberen Stufe der Nahrungskette (Fische) reflektiert. Daher wird der Schluß gezogen, daß die Fische den Metallgehalt besser regulieren können. Eine Ausnahme bildet die Hg-Konzentration in Fischen (PROTASOWICKI, 1991). Die Fische können beträchtliche Mengen Hg in ihren Organen, besonders in der Muskulatur, akkumulieren, ohne daß sie offenbar selbst beeinträchtigt werden (Dies gilt nicht für die Fischeier und die Fischlarven, s. PALM, 1985). Dies macht sie besonders für die Fischkonsumenten wie die Seevögel, Robben und den Menschen problematisch. Die Belastung der Ostsee durch Hg in den 60er Jahren war beträchtlich höher als heute. Im folgenden soll kurz auf die Folgen hingewiesen werden. In einigen Ostseestaaten wurden Vogelarten wie der Weißkopfadler und die Lumme durch den Verzehr von mit Hg kontaminierten Fischen vergiftet. Die beeinträchtigten Vögel starben oder litten unter schweren Lähmungen und Muskelkrämpfen. Viele hatten ein gestörtes Verhaltensmuster: Sie bewegten sich ungeschickt, trampelten über ihre Eier oder hatten Schwierigkeiten beim Fliegen oder Landen. Das Nervensystem war beschädigt, so daß sie Schwierigkeiten hatten, Nahrung zu finden und vor Feinden zu fliehen (AHLBY et al., 1992).

HELLOU et al. (1992) fanden auch, daß die Hg-Konzentration im Dorschmuskel 10fach höher liegt als in der Dorschleber (oder in den Dorscheiern). Vergleichbare bzw. leicht höhere Hg-Konzentrationen in der Dorschleber wurden in der südlichen Ostsee, im finnischen Meerbusen und in der Nordwestatlantik gemessen (s. Tab. 46).

Ein ähnliches Verteilungsmuster für die Hg-Konzentration in den drei untersuchten Organen wurde in den Dorschen aus der südlichen Ostsee gefunden (PROTASOWICKI, 1989).

Cd. Die Cd-Konzentrationen der Dorschniere im Untersuchungsgebiet verhalten sich gegensätzlich denen in der Flunderleber, der Flunderniere und der Klieschenleber und nehmen von Westen nach Osten hin ab. Cd-Werte in Dorschnieren aus dem Bereich der südlichen Ostsee (PROTASOWICKI, 1989) liegen um Vielfaches höher als die Werte an der deutschen Ostseeküste.

Die Dorschleberwerte für Cd aus dem NW Atlantik, dem Kattegatt (TREVO, 1984; JOERGENSEN und PEDERSEN, 1994), der südlichen und der zentralen Ostsee (BMP, 1986; PROTASOWICKI, 1989) übersteigen die Werte an der deutschen Ostseeküste um ein Vielfaches (Tab. 46). Vergleichbare bis leicht erhöhte Werte für Cd-Konzentrationen in der Dorschleber sind von der Nordsee, der südlichen Ostsee, der Küste Helsinkis, der polnischen Küste und dem finnischen Meerbusen bekannt (Tab. 46). Niedrigere Cd-Werte für die Dorschleber als in der vorliegenden Arbeit wurden von der finnischen Bottensee und von der Kokemaenjoki-Flußmündung (BMP, 1986) berichtet.

Die Cd-Konzentrationen in der Dorschniere zeigen zwei Gipfel. Der kleinere Gipfel liegt im Februar und der größere im September. Der Grund für den Septemborgipfel könnte die hohe Nahrungsaufnahmerate in diesem Monat sein. Der kleinere Gipfel im Februar kann allerdings nicht auf diese Weise erklärt werden. Hier könnte die Einwanderung der Dorsche aus anderen, stärker belasteten Gebieten als Grund angeführt werden. Die Dorsche aus dem Arkonabecken unternehmen im Winter und Frühjahr eine Laichwanderung westwärts in Richtung Mecklenburger Bucht, Kieler Bucht, Belte und Kattegatt (ARO, 1989). Die vorliegende Untersuchung und Wasserwerte in anderen Arbeiten zeigen, daß die Cd-Werte in östliche und nördliche Richtung zunehmen (s.o.).

Die Station Schleimünde wurde im April, die Station "Nördlich Rügen" im Februar und die restlichen Stationen wurden im Oktober beprobt. Nach den jahreszeitlichen Variationen werden die Stationen Schleimünde und "Nördlich Rügen" um etwa 30 und 55% jeweils überschätzt. Diese Fehler beeinträchtigen die Tendenz der Abnahme von Cd-Konzentrationen in der Dorschniere von Westen nach Osten nicht, im Gegenteil die Tendenz wird verstärkt. Es ist unklar, wieso sich die Cd-Konzentrationen der Dorschniere gegensätzlich zu den Oberflächenwasserwerten verhalten.

PROTASOWICKI (1986) fand in der Leber und den Gonaden der Dorsche eine Geschlechtsabhängigkeit, wobei aber die Cd-Konzentrationen im Gegensatz zu der vorliegenden Arbeit beim Männchen niedriger als beim Weibchen waren.

Cu. Das Minimum der Cu-Werte liegt im Februar und steigt allmählich zu einem Maximum im Oktober an. Der Grund der hohen Cu-Konzentrationen in der Dorschniere im Oktober könnte sein, daß es die Zeit der Nahrungsaufnahmephase des Dorsches ist. ARNTZ (1977) stellte in dieser Zeit den niedrigsten Anteil an leeren Dorschmägen fest (6%), während in der Laichzeit in der westlichen Ostsee (Februar/März) die Rate der leeren Dorschmägen ein Drittel beträgt. Das heißt, daß ein Großteil der Dorsche zu der Laichzeit keine Nahrung zu sich nehmen. Andererseits weiß man, daß die Höhe der Metallakkumulation stark von der Menge der aufgenommenen Nahrung pro Zeiteinheit abhängt (GUNKEL, 1987). Zudem besteht die Nahrung zur Zeit der höchsten Cu-Konzentration im Oktober zum größten Teil aus *Abra alba*, *Cyprina islandica*, *Diastylis rathkei* und *Harmothoe*. Fische spielen in dieser Zeit als Nahrung eine geringe Rolle. Es ist bekannt, daß die Muscheln und *Harmothoe* eine beträchtlich höhere Cu-Akkumulation als die Fische aufweisen. Untersuchungen an Plankton, Fischen und Muscheln aus der südlichen Ostsee ergaben eine Abnahme der Konzentrationen in folgender Reihenfolge für Cu: Muschel > Plankton > Fisch (PROTASOWICKI, 1991). Zusätzlich müßte die Einlagerung von Cu in den Eiern der Dorsche erwähnt werden, die besonders in der Laichzeit zur Verminderung der Cu-Konzentrationen in anderen Körperteilen führen kann (HELLOU et al., 1992; PROTASOWICKI, 1986).

Die Proben von der Station Schleimünde wurden im April und von der Station "Nördlich Rügen" im Februar genommen. Berücksichtigt man die jahrezeitliche Variation, so sind diese Stationen um etwa 20 bzw. 30% jeweils unterschätzt. Im Allgemeinen liegen die Cu-Konzentrationen der Dorschniere in östlichen Stationen höher als in den westlichen Stationen. Bei Schleimünde gibt es lokale Störungen durch die Schlei. Eine Tendenz der Zunahme der Cu-Werte nach Osten hin ist erkennbar, was mit dem Befund der Oberflächenwasserwerte der Ostsee im Einklang steht. In der Literatur sind kaum Dorschnierenwerte für Cu vorhanden. Die Nierenproben von der südlichen Ostsee ergaben für Dorschniere 0.85 µg/g FG (PROTASOWICKI, 1989).

Der Vergleich der Cu-Konzentrationen in der Dorschleber mit anderen Gebieten ergibt höhere Werte für das Kattegatt (TREVO, 1984; HELCOM, 1989). Ähnliche Cu-Werte für die Dorschleber weisen folgende Gebiete auf: südliche und zentrale Ostsee (TREVO, 1984; PROTOSOWICKI, 1989), finnischer Meerbusen, finnische Bottensee, pommersche Bucht, polnische Küste, Kokemaenjoki-Flußmündung, Helsinki-Küste (BMP, 1986) und südlich von Neufundland (HELLOU et al., 1992). Deutlich niedrigere Cu-Werte für die Dorschleber als in der vorliegenden Arbeit sind für Labrador bekannt (HELLOU et al., 1992).

Die Organe Muskel, Niere und Leber in den Dorschen aus der südlichen Ostsee zeigen für die Cu-Konzentrationen ein ähnliches Verteilungsmuster wie in der vorliegenden Arbeit (PROTASOWICKI, 1989).

PROTASOWICKI (1986) fand im Gegensatz zu den Nierenproben in der vorliegenden Arbeit eine Geschlechtsabhängigkeit in der Leber und in den Gonaden des Dorsches. In der Leber des Dorschmännchens stellte er mehr, im Muskel und in den Gonaden weniger Cu fest als beim Weibchen.

Zn. Die Gründe für die jahreszeitlichen Schwankungen dürften ähnlich wie bei Kupfer sein (s.o.). Für den Stationsvergleich wurde im Oktober beprobt. Die Station Schleimünde wurde im April und die Station "Nördlich Rügen" im Februar beprobt. Wenn man die jahreszeitliche Schwankungen berücksichtigt, sind die Zn-Werte für Schleimünde und "Nördlich Rügen" um etwa 30 bzw. 10% jeweils unterschätzt. Insgesamt variieren die Nierenwerte zwischen den Stationen und den Zeitpunkten gering.

Zn-Werte für die Dorschniere sind in der Literatur kaum zu finden. PROTASOWICKI (1989) hat für die Dorschniere aus der südlichen Ostsee einen Wert von 18.85 µg/g Zn FG ermittelt. Deutlich höhere Zn-Werte der Dorschleber sind aus dem Kattegatt (TREVO, 1984; HELCOM, 1989) bekannt. Die anderen Gebiete der Ostsee und des NW Atlantik ergeben ähnliche Konzentrationen wie in der vorliegenden Arbeit (Tab. 46).

Ähnliche Verhältnisse in den Dorschorganen wie in der vorliegenden Arbeit wurden in Proben aus der südlichen Ostsee ermittelt (PROTASOWICKI, 1989).

Die Zn-Konzentrationen in der Dorschleber zeigen in der vorliegenden Untersuchung eine Geschlechtsabhängigkeit. Beim Weibchen sind sie höher als beim Männchen. Bei der Dorschniere konnte kein Unterschied gefunden werden. PROTASOWICKI (1986) fand hingegen in der Dorschleber des Männchens mehr Zn als beim Weibchen. In den Gonaden und im Muskel des Weibchens fand er aber mehr Zn als in den entsprechenden Organen des Männchens. Der Grund für die Abweichung der Leberergebnisse könnte es sein, daß der Grad der Gonadenreifung unterschiedlich war. Es ist offensichtlich, daß Zink bei weiblichen Dorschen in den Eiern angelagert wird. So haben Untersuchungen gezeigt, daß die Dorscheier 3- bis 12fach höhere Zn-Konzentrationen aufweisen, als die Leber oder der Muskel (PROTASOWICKI, 1986; HELLOU et al., 1992). JULSHMAN und BRAEKKAN (1978) untersuchten die Variation von Spurenmetallen (Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Pb, Cd und Hg) und Makroelementen (Na, K, Ca und Mg) im Dorschrogen in

Bezug auf Entwicklungsstadien der Eier. Sie stellen fest, daß die Konzentrationen der Spurenmetalle in den Eiern während der Entwicklungsstadien geändert haben. Zn geht in Stadien III und VII der Eier nur um 30-40 % zurück. D.h. zu jeder Zeit ist die Zn-Konzentration der Eier höher als die des Muskels. Die Konzentrationen von Ag, Fe, Mn, Mo, Se und Zn sind im Dorschrogen höher, während die Konzentrationen von As, Cs, Hg, und Mg in den Eiern niedriger als im Muskel sind. Die erhöhten Werte für bestimmte Elemente in den Eiern wurden auf ihren Bedarf dort zurückgeführt. Die Elemente wie Mn, Mo, Se und Zn sind beispielsweise Bestandteile von bestimmten Enzymen (LANGSTON, 1990). Es ist unwahrscheinlich, die Unterschiede in den Konzentrationen im Rogen und Muskel auf die unterschiedliche Höhe der Löslichkeit im Rogen und Muskel zurückgeführt werden können, denn der Wasseranteil des Muskels und des Rogens ist annähernd gleich (HELLOU et al., 1992).

4.2.4. Hering

Tabelle 47 gibt Mediane für die Gesamtproben aller Metalle und Organe des Herings und die Anreicherungsfaktoren wieder. Beim Hering wurde der Mittelwert von Sommer und Winter für das Oberflächenwasser genommen, weil er pelagisch lebt (für die Berechnung s. Kap. 4.2.1). Die Leber und die Niere weisen eine höhere Bioakkumulation von Metallen auf als der Muskel. Dies gilt im Gegensatz zu den anderen drei untersuchten Fischarten beim Hering auch für Hg. Die Akkumulationsfaktoren der Metalle nehmen in folgender Form ab, Leber: $Zn > Cd > Hg > Cu$, Niere: $Cd > Zn > Hg > Cu$ und Muskel: $Zn > Hg > Cu > Cd$.

Hg. Beim Stationsvergleich der Hg-Konzentrationen in den Gewebeproben können jahreszeitlichbedingte Fehler vorhanden sein, weil die Proben aus unterschiedlichen Zeiten stammen. Dies gilt auch für Cd, Zn und Cu.

Die Hg-Konzentrationen des Heringsmuskels zeigen in der vorliegenden Arbeit lokale Variationen. Da die Obererflächenwasserwerte für Hg in der offenen Ostsee ziemlich gleich sind (HELCOM, 1991), müßten für die große Variation entlang der deutschen Ostseeküste lokale Quellen verantwortlich sein. Das ist in der Station Innere Kieler Förde offensichtlich der Fall. So haben SCHULTZ TOKOS et al. (1993) im Oberflächenwasser der Inneren Kieler Förde hohe Hg-Konzentrationen festgestellt. Die hohe Belastung wird auf die Werftaktivität und auf die Einträge durch die Schwentine zurückgeführt. Die Hg-Werte für die Heringsmuskulatur in der vorliegenden Arbeit sind den Werten von verschiedenen Bereichen der Ostsee und Nordsee ähnlich (Tab. 47). Der TG-Anteil des Heringsmuskels und der Heringsleber beträgt ca. 28% (PROTASOWICKI, 1986).

Tab. 47 Anreicherungsfaktoren von Metallen (Median) aller untersuchten Heringsproben im Bezug auf Metallkonzentration im Wasser. Die Metallkonzentration ist der Mittelwert von Winter, Sommer, Oberflächen- und Tiefenwasser aus SCHULTZ TOKOS et al. (1993). Hg ist auf das Gesamtquecksilber und Zn auf Oberflächenwasserwerte von Sommer und Winter bezogen. Die Anreicherungsfaktoren sind gerundet. Die Metallkonzentrationen des Gewebes in $\mu\text{g/g}$ TG und des Meerwassers in nmol/l angegeben.

Metall	Organ	Gewebe ($\mu\text{g/g}$ TG)	Meerwasser (nmol/l)	Anreicherungs- faktor
Cu	Leber	11.8	8.06	23 000
	Niere	4		7 800
	Muskel	1.6		3 100
Cd	Leber	0.8	0.138	51 600
	Niere	1.34		86 400
	Muskel	0.002		100
Zn	Leber	95	18.03	80 600
	Niere	62		52 600
	Muskel	11.8		10 000
Hg	Leber	0.12	0.025	23 900
	Niere	0.11		21 900
	Muskel	0.07		14 000

In den vier untersuchten Fischarten scheint beim Hering die Regel durchbrochen zu sein, daß der Muskel höhere Hg-Konzentration als die Leber und die Niere hat. Der Muskel weist eine geringere Hg-Konzentration als die Leber und die Niere auf. HOFFMANN (1987) stellte fest, daß Karpfen, die Hg-angereichertem Wasser ausgesetzt wurden, höhere Hg-Konzentrationen in der Leber, der Niere und den Kiemen aufweisen, aber niedrige Hg-Konzentration im Muskel. Bei der Heringsniere mußten für die Hg-Analyse Mischproben hergestellt werden. Da aber die kleineren Heringe gerade genug Material für die Analyse der Metalle Cd, Cu und Zn hergaben, wurden sie in den Mischproben für die Hg-Messung kaum vertreten. So konnten für die Hg-Messung meist nur größere Heringe genommen werden. Dies könnte eventuell zu einer Überschätzung der Hg-Konzentrationen in der Heringsniere führen. Das gilt in gewissem Maße auch für die Leberproben, da die Hg-Konzentrationen mit dem Fischgewicht bzw. der Fischlänge positiv korrelieren. Dies ist ein bekanntes Phänomen, das bei verschiedenen Fischarten festgestellt wurde (s.o.). In der Station Kieler Förde, wo die höchsten Konzentrationen von Hg herrschen, unterscheiden sich die drei ausgewählten Organe nicht in der

Hg-Konzentration. Die Heringe kommen in die Förde nur um zu laichen. Sie halten sich dort nur kurz auf und nehmen kaum Nahrung zu sich. Daher ist es wahrscheinlich, daß die Heringe das Hg in gelöster Form über ihre Körperoberfläche (Haut und Kiemen) aufnehmen. Das Metall akkumuliert sich

Tab. 48 Literaturwerte von Metallkonzentrationen im Hering von verschiedenen Gebieten. Dabei bedeuten TG:Trockengewicht, FG:Feuchtgewicht, M:Muskel, L:Leber, N:Niere und GK:Gesamtkörper. Bei FG-Angaben entsprechen die Werte im Klammer den umgerechneten TG-Angaben.

Gebiet	Cd	Cu	Hg	Zn	Quelle
Kattegatt 1980-82 TG/L 1983	.52L .5L	9.8L 12.3L	.018(.06)M .025(.09)M	83L 89L	Grimas et al., 1984
Fladen 1988 TG/L	.8L	24L	.025(.09)M	80L	HELCOM, 1989
Utlängan 1988 TG/L	1.6L	12L	.025(.09)M	88L	
Landsort 1988TG/L	2.0L	16L	.025(.09)M	112L	
Angskarsk. 1987 TG/L	1.7L	13L	.025(.09)M	112L	
Harufjärden 1988 TG/L	1.9L	15L	.04(.14)M	125L	
Finn.Meerb. 1983/84 FG/M	-	.3(1.1)M	-	4.5(16)M	BMP, 1986
Finn. Bottensee FG	.02(.07)M	.4(1.4)M	.04(.14)M	5.7(20)M	
Bottensee 1980-82 1983-84 TG/L	2L 1.3L	10.4L 8.5L	.045(.16)M .037(.13)M	82.7L 73L	
Arkonasee 1984 FG/M	.1(.36)M	.8(2.86)M	-	11.5(41)M	
südl. u. zent. Ostsee 1983 TG/L	1.07L 1.5L	9.3L 9.3L	.012(.04)M .017(.06)M	88L 87L	Grimas et al., 1984
Südl. Ostsee FG/M FG/L FG/N	.054(.19)M .519(2.2)L .836N	1.29(4.6)M 5.68(20)L 1.34N	-	10.2(36)M 35(124)L 25.5N	Protasowicki, 1989
Südl. Ostsee FG/M FG/L	.062(.22)M .615(2.2)L	.91(3.3)M 5.4(19)L	.019(.07)M .037(.13)L	9(32)M 35(126)L	Protasowicki, 1991
Nordsee FG/L	.46(1.6)L	-	.03(.19)L .02(.07)M		ICES, 1988

innerhalb kurzer Zeit besonders in der Leber und in der Niere. So wird vermutet, daß die Fische schnell eine Grenzkonzentration erreichen, ab die keine weitere

Akkumulation stattfindet, wenn sie in das verschmutzte Gewässer wandern (BADSHA und SAINSBURY, 1977). In diesem Zusammenhang soll kurz auf die Aufnahme von Metallen allgemein eingegangen werden.

Untersuchungen über Primärvorgänge der Sorptionskinetik bei Mikroalgen ergaben bei einer Reihe von Metallen, daß auf eine schnelle Anfangsphase der Sorption eine langsame folgt, die in ein Plateau übergeht (SIMONIS, 1987). Bei den Invertebraten und den Vertebraten verläuft die Akkumulation auch in Form einer Sättigungskurve und unterscheidet sich prinzipiell nicht von den Phytoplanktern. Bei den Invertebraten und den Vertebraten kommt jedoch zusätzlich ein zweiter Weg der Aufnahme, und zwar über die Nahrung hinzu. Bei Vertebraten sind die Aufnahmewege ähnlich wie bei Invertebraten. Aus dem Wasser erfolgt die Aufnahme direkt über die Körperoberfläche (Haut, Kiemen), über den Magen-Darm-Trakt, beim Trinken der Fische und indirekt über die kontaminierte Nahrung. Bei Fischen hat die Aufnahme über die Kiemen eine besondere Bedeutung, da durch die Ventilationsbewegung zu den Kiemen ständig kontaminiertes Wasser herangeführt wird, während die aufgenommenen Schadstoffe durch die intensive Durchblutung schnell im Organismus weitergeleitet werden können.

Die Aufnahme direkt über das Wasser erfolgt primär durch eine Adsorption an den Membranen der Körperoberfläche, verbunden mit einem anschließenden Transfer des Schadstoffs durch die äußere Membran des Organismus. Dieser Transfer erfolgt am besten an den intensiv durchbluteten Atmungsorganen, da an diesen Stellen einerseits der Konzentrationsgradient des Schadstoffs besonders groß ist und andererseits die Membranen dünn-schichtig sind, wie beispielsweise die Kiemen. Körperoberflächen, die nicht am Gasaustausch beteiligt sind, stellen einen größeren spezifischen Widerstand für den Stoffaustausch dar. Der Prozeß der Elimination ist langsamer als die Akkumulationsrate (STREIT und SCHWOERBEL, 1976; STREIT, 1979a).

Die Aufnahme eines Schadstoffes über kontaminierte Nahrung findet im Verdauungskanal statt (Mitteldarm). Die Verfügbarkeit hängt jedoch von der Qualität der Nahrung und der Art der Bindung an eine stoffliche Fraktion ab (z.B. Lipide, Protein, Trockensubstanz). Lipophile Schadstoffe können direkt im Darmkanal aufgenommen werden. Proteingebundene Schadstoffe können wegen der Spezifität der Aminosäureassimilation nicht direkt aufgenommen werden. Bei den an Chitin- oder Zellulose gebundenen Schadstoffen bestehen ähnliche Verhältnisse, da sie als Ballaststoffe nicht assimiliert werden. Somit werden sie nach Diffusionsgesetzen, d.h. über den Mechanismus der Verteilung zwischen der Konzentration in den Nahrungspartikeln und der Konzentration im Organismus

aufgenommen. Ein wesentlicher Faktor für die Höhe der Rückstände in Organismen ist deren Körperzusammensetzung, da der Anteil des Körperfettes, des Proteins bzw. der Trockensubstanz die Bindungskapazität bestimmt (GUNKEL, 1987).

Neben der Kontaminationshöhe der Nahrungspartikel ist die Menge der aufgenommenen Nahrung pro Zeiteinheit entscheidend für die Belastung. Die relativen Rationen (aufgenommene Nahrung in Prozent des Körpergewichts) unterliegen bei Fischen großen Änderungen. Junge Fische (wenige Zentimeter) nehmen große Mengen Nahrung zu sich (100%) (GUNKEL und KAUSCH, 1979), Fische von 10 cm Länge nehmen nur noch 30-40 % auf und dieser Anteil verringert sich weiter mit zunehmender Größe (KAUSCH und BALLION-CUSMANO, 1976; GUNKEL, 1981c).

Im Fall des Quecksilbers gibt vermutlich der Anteil vom Methylquecksilber an dem Gesamtquecksilber einen Hinweis auf den Aufnahmeweg. Das Methylquecksilber stammt hauptsächlich aus der Nahrung. In den meisten Fischen beträgt der Methylquecksilber-Anteil an dem Gesamtquecksilber über 90% (CLARK, 1989; WESTÖÖ, 1967; SUZUKI et al., 1978). Bei Molusken hingegen liegt der Anteil an Methyl-Hg nur bei 30% und bei Garnelen zwischen 29-47 %. Bei der Sardelle *Engraulis australis* wurde ein Anteil an Methyl-Hg von 40% gefunden, im Gegensatz beispielsweise zu einem räuberischem Barsch (*Helicolenus pappilosus*), der 96 % aufwies. Bei heringsähnlichen Fischen spielt offensichtlich der Aufnahmeweg über das Wasser eine größere Rolle als über die Nahrung. Sie schwimmen mit offenem Mund, was die Aufnahme nicht nur von Sauerstoff, sondern auch von Hg und anderen Stoffen über den Kiemenepithel begünstigt. GILMARTIN und REVELANTE (1975) stellten im stark belasteten nordadriatischen Meer in Muskel, Leber und Niere folgende Hg-Konzentrationen fest: Sardine (*Sardina pilchardus*) 0.04-0.135, 0.15-0.21 und 0.22-0.455; Sardelle (*Engraulis encrasicolus*) 0.07-0.215, 0.215-0.415 und 0.295-0.610 µg/g FG. Die gleichen Arten aus NW Afrika enthielten im Muskel 0.06 und 0.05 µg Hg/g FG jeweils. Die Sardelle *Engraulis mordax* hatte 0.04 µg Hg/g FG (KNAUER und MARTIN, 1972). Kurzlebige, auf niedriger Trophiestufe lebende Organismen wie Sardinen, Heringe, Sardellen etc. haben die Tendenz, wenig Hg im Verhältnis zu langlebigen carnivoren Fische wie Thunfischen zu akkumulieren. Die Quellen von Hg sind allerdings nicht nur Organismen der niedrigen Trophiestufen. Hg wird im Meer auch an proteinhaltige Substanz gebunden oder ist oft in Detritus oder in suspendiertem Material vorhanden. Filtrierer kommen nicht umhin, große Mengen suspendierte Stoffe aufzunehmen (LEONG und O'CONNELL, 1969).

Bei den Carnivoren spielt der Aufnahmeweg über die Nahrung die entscheidende Rolle. Daher kommt es bei den Räubern zu einer stärkeren Akkumulation bzw. Mag-

nifikation von dem Methylquecksilber, wobei die Aufnahme über das Wasser im Vergleich unbedeutend wird. Die meisten Fische im ozeanischen Wasser enthalten 0.15 µg Hg/g in ihrer Muskulatur. In belasteten Gebieten wurden weit höhere Konzentrationen gefunden. Dorsche aus mit Hg kontaminierten Bereichen von Dänemark und Schweden enthalten 1.29, von der Nordsee 0.15-0.2 und Fische von Grönland nur 0.01-0.04 ppm FG (CLARK, 1989). Marine Fische, besonders *Thunnus spp.*, Schwertfische (*Xiphias gladius*) und Marlin (*Makaira indica*) enthalten auf natürliche Weise einen hohen Gehalt an Hg. Konzentrationen von 1 ppm sind üblich und können auch um 5 ppm FG und mehr betragen. Das liegt daran, daß sie sehr alt werden können und große Räuber sind (Biomagnifikation).

Zudem hat das Methylquecksilber eine weit höhere Retentionsrate als gelöstes Hg. Anorganisches Hg wird schnell eliminiert. Außerdem wird es nur zu 7% mit der Nahrung absorbiert, während organisch gebundenes Hg wie das Methylquecksilber um 95% absorbiert wird (CLARKSON, 1972). So ist bei der Akkumulation die Bedeutung des Weges über die Nahrung wesentlich größer, wenn der Schadstoff mit hohem Wirkungsgrad aus der Nahrung resorbiert wird. Dies gilt für Hg, wenn es im Futter in Form von Methylquecksilber gebunden vorliegt. Experimente ergaben bei Verfütterung von unterschiedlich mit Hg kontaminiertem Fisch (Thunfisch) an räuberische Fische (Tilapien) eine nahezu vollständige Inkorporation des mit der Nahrung aufgenommenen Quecksilbers. Die zusätzliche Exposition gegen Hg im Wasser hatte nur einen geringfügigen Effekt auf das Kontaminationsniveau in Fischen (KARBE, 1987).

Dieses Phänomen dürfte erklären, warum die Heringe in der vorliegenden Untersuchung nur im Bereich der Inneren Kieler Förde hohe Werte aufweisen. Wahrscheinlich besteht die Akkumulation vollständig aus gelöstem Hg, das die Heringe schnell ausscheiden, wenn sie das hoch kontaminierte Gebiet der inneren Kieler Förde verlassen. Es sei in dem Zusammenhang darauf hingewiesen, daß die Hg-Werte für den Hering in der Ostsee überall gleich sind, wenn man von den stark belasteten Gebieten absieht, obwohl adulte Heringe große Wanderungen unternehmen und das Methylquecksilber eine Retentionszeit von bis zu 1000 Tagen hat.

Cd. Die Heringe von der Station Innere Kieler Förde zeigen höhere Cd-Werte als die übrigen Stationen. THEEDE et al. (1979) berichteten bei *Mytilus edulis* von stark erhöhten Cd-Konzentrationen (bis zu 34 µg/g TG) aus der Inneren Kieler Förde, während in der Kieler und Eckernförder Bucht Konzentrationen um 3 µg/g TG und im Bereich der Lübecker Bucht und im Fehmarnbelt Konzentrationen um 6 µg/g TG gemessen wurden. Neuere Untersuchungen an Cd in Miesmuscheln und im Wasser

zeigen, daß die extreme Belastung im Bereich der Inneren Kieler Förde zurückgegangen ist (TER JUNG, 1992; SCHULTZ TOKOS et al., 1993).

Im Vergleich zu den Leberwerten für Cd im Hering entlang der deutschen Ostseeküste sind die Werte aus der südlichen Ostsee (PROTASOWICKI, 1991), von der Küste bei Utlängen, Angskarsklubb und Harufjärden, aus der südlichen und zentralen Ostsee (HELCOM, 1989) sowie aus der Nordsee (ICES, 1988) höher. Ähnliche bzw. niedrigere Cd-Werte für die Heringsleber sind aus dem Kattegatt, der Arkonasee und der Bottensee bekannt (s.Tab. 48). Sieht man von den lokalen Variationen entlang der deutschen Ostseeküste ab, stellt man fest, daß besonders in der nördlichen und zentralen Ostsee allgemein höhere Cd-Werte in den Heringen gefunden wurden. Dies kann wiederum mit den Oberflächenwasserwerten für Cd in Beziehung gebracht werden (MAGNUSSON und WATERLUND, 1980; PRANGE, 1983; KREMLING und PETERSEN, 1984; KREMLING, 1983).

Generell zeigen die Cd-Konzentrationen in der Heringsleber und -niere (Altersklasse 3, jedoch nicht die Altersklasse 2) in der vorliegenden Arbeit eine Geschlechtsabhängigkeit. Die Leber und die Niere der Weibchen weisen niedrigere Cd-Konzentrationen als die der Männchen auf. PROTASOWICKI (1986) fand in der Heringsleber des Weibchens auch niedrigere Cd-Konzentrationen als beim Männchen. In den Gonaden der Weibchen fand er hingegen höhere Cd-Konzentrationen als in den männlichen Gonaden. Dies kann eine mögliche Erklärung sein, warum die Heringsweibchen in der Leber weniger Cd als die Männchen aufweisen. Die Weibchen entlasten sich stärker durch Transport von Cd zu den Eiern.

Beim Hering korrelieren die Cd-Konzentrationen mit den Konzentrationen von Zn und Cu positiv. PROTASOWICKI (1991) stellte auch fest, daß die Cd-Werte innerhalb von Heringsleber mit Cu-, Zn-, Hg- und Pb-Werten positiv korrelieren. Dies wurde damit erklärt, daß Cd die Bildung von Metallothioneinen induziert, die ihrerseits verstärkt auch andere Metalle binden.

Zn. Die Innere Kieler Förde scheint mit Zn stark belastet zu sein. SCHULTZ TOKOS et al. (1993) ermittelten im Oberflächenwasser der Inneren Kieler Förde die höchsten Zn-Konzentrationen im Bereich der Kieler und Mecklenburger Bucht. Die Einflüsse durch die Werftaktivität und die Schwentine sind wahrscheinlich der Grund dafür. Die Zn-Konzentrationen in der Heringsleber der vorliegenden Arbeit sind mit allen Ergebnissen aus den anderen Gebieten der Ostsee gut vergleichbar (s. Tab. 48). Dies steht mit den Oberflächenwasserwerten in Einklang (HELCOM, 1994).

Es konnte in der vorliegenden Arbeit eine Geschlechtsabhängigkeit der Zn-Konzentrationen in der Leber und der Niere des Herings festgestellt werden. Die Weibchen hatten in der Leber und der Niere geringere Konzentration als die Männchen. PROTOSOWICKI (1986) fand in der Heringsleber von Weibchen auch weniger, aber in den weiblichen Gonaden mehr Zn als in den entsprechenden männlichen Organen. Stärkere Mobilisierung von Zn zu den weiblichen Gonaden führt wahrscheinlich zu den geringen Zn-Konzentrationen in der Niere und der Leber der Weibchen.

Cu. Die Innere Kieler Förde scheint auch mit Cu stark belastet zu sein. SCHULTZ TOKOS et al. (1993) stellten im Oberflächenwasser der Inneren Kieler Förde die höchsten Cu-Konzentrationen im Bereich der Kieler und Mecklenburger Bucht fest. Die Cu-Werte von der Eckernförder Bucht, Flensburger Förde, Fehmarn Bucht und Mecklenburger Bucht lagen zwischen 5-9 nmol/kg, während die Innere Kieler Förde einen Cu-Wert von 12-17 nmol/kg aufwies.

Vergleichbare Cu-Werte zu der vorliegenden Arbeit sind aus folgenden Regionen bekannt: Kattegatt, südliche und zentrale Ostsee (GRIMAS et al. 1984), Utläangan, Landsort, Angskarsklubb, Härufjarden, Bottensee (BMP, 1986). Die Cu-Werte von der polnischen Küste (PROTASOWICKI, 1989/1991) und vom Kattegat (HELCOM, 1989) sind mit den Werten der Inneren Kieler Förde in ihrer Höhe vergleichbar.

PROTOSOWICKI (1986) fand auch in der Heringsleber von Weibchen weniger, in den weiblichen Gonaden jedoch mehr Cu als in den entsprechenden männlichen Organen. Die stärkere Mobilisierung von Cu zu den Eiern dürfte dabei wie bei Zn eine entscheidende Rolle spielen.

4.3. Gemeinsame Diskussion aller Fischarten

Hg. Es gibt signifikante Unterschiede in der Höhe der Akkumulation von Hg in der Muskulatur zwischen den untersuchten Fischarten. Hering weist die geringste Hg-Konzentration und die benthisch lebende Flunder die höchste auf. Die Werte vom Dorsch und von der Kliesche unterscheiden sich nicht von einander. PROTASOWICKI (1986) stellte auch unter den Arten Hering, Dorsch und Flunder aus der südlichen Ostsee fest, daß die Flunder die höchste Hg-Konzentration aufweist. In der genannten Arbeit unterschieden sich Dorsch und Hering in der Hg-Konzentration im Muskel nicht. Eine höhere Hg-Konzentration im Muskel der benthischen Flunder könnte zum einen an den höheren Hg-Konzentrationen im

Tiefenwasser und zum anderen an der Fähigkeit der Flunder, mehr Hg vom Wasser direkt zu absorbieren, liegen. Allgemein scheint die benthisch lebende Kliesche geringere Affinität zu Hg und anderen untersuchten Elementen als die benthische Flunder zu besitzen.

Für die primären Sorptionsvorgänge von Schwermetallen an Organismen im Wasser spielt ihre Verfügbarkeit eine wichtige Rolle (FÖRSTNER und WITTMANN, 1981). Im allgemeinen stehen die gelösten Metalle den Organismen zur Verfügung. Die Mikropartikel im Wasser vermögen aber je nach ihrer chemischen Zusammensetzung und Struktur Metalle zu binden dem wässrigen Medium zu entziehen. Die Metallaufnahme von Organismen mit intensivem Kontakt zu Sedimenten führt zu höheren Metallkonzentrationen als bei solchen, die keinen Kontakt mit dem Sediment haben (PROSI und MÜLLER, 1987).

JOERGENSEN und PEDERSEN (1994) berichten von gleichen Hg-Konzentrationen im Muskel von der Kliesche, der Flunder und der Scholle an den selben Stationen. Sie räumen jedoch ein, daß die Daten zum Vergleich weniger brauchbar waren, da die Anzahl der Proben gering und die Schwankungen der Werte groß waren.

Betrachtet man die Anreicherungsfaktoren für die Gesamtproben der Fische im Bezug auf das Gesamtquecksilber des Wassers, stellt man ein ähnliches Muster fest: Hering < Kliesche < Dorsch < Flunder. Die Flunder übertrifft auch den Dorsch, zu dessen Nahrung auch Fische (Heringe, Sprotten etc.) gehören. Dies kann neben den für die Flunder erwähnten Gründen wie die benthische Lebensweise und der hohen Affinität zu den Metallen noch dadurch erklärt werden, daß der Dorsch ein sehr schnellwüchsiger Fisch ist. Dadurch kommt es zu einem Verdünnungseffekt, in diesem Falle der Hg-Konzentration. Verständlich sind die geringen Hg-Konzentrationen beim Hering, der in der freien Wassersäule lebt, wo in der Regel geringere Hg-Konzentrationen als im benthischen Bereich herrschen (SCHULTZ TOKOS et al., 1993). Zudem ernährt sich der Hering von den Planktonorganismen, die am Anfang der Nahrungskette stehen. Interessant ist für den Dorsch zu bemerken, daß er nur im Bezug auf Hg im Vergleich zu anderen untersuchten Fischarten etwas höhere bzw. vergleichbare Konzentration aufweist. Bei den anderen untersuchten Metallen zeigt er niedrigere Konzentrationen als die anderen Fischarten. Dies liegt sicherlich daran, daß Hg stark entlang der Nahrungskette angereichert wird. Trotz Verdünnungseffekte durch den Schnellwuchs beim Dorsch macht sich daher die Hg-Anreicherung bemerkbar. Positive Korrelationen der Hg-Konzentrationen des Dorschs mit der Fischgröße bzw. mit dem Fischgewicht ist ein Ausdruck dieser Anreicherung und der langsamen Ausscheidungsrate des Methylquecksibers (s.o.).

Die in der vorliegenden Untersuchung festgestellte Konzentration von Hg im Muskelfleisch und auch in anderen Organen aller Fischarten liegen weit unter den für die Nahrungsmittel erlaubten Grenzwert von 1 mg/kg Hg FG. Daher besteht im Bezug auf Hg kein Bedenken für den menschlichen Verzehr von Fischen von der deutschen Ostseeküste. Der allgemeine ADI- (Acceptable-Daily-Intake) Wert liegt für Hg bei ca. 0.3 mg/70 kg (PAASIVIRTA, 1991).

Der Gesamtgehalt des Ostseewassers an Hg wird auf 90 t geschätzt. Der Gesamteintrag in die Ostsee beträgt 15 t/a. Jährlich fließen 3 t durch die Belte und den Öresund in Richtung Nordsee aus. Der Metallfluß in das Sediment beträgt 12 t (KORZENIEWSKI und NEUGEBAUER, 1991). HELCOM (1994) hat sich im Bezug auf Hg zum Ziel gesetzt, daß der anthropogene Eintrag in die Ostsee die natürlichen Hintergrundwerte nicht mehr als 50% übersteigen soll und diesem Element die höchste Priorität eingeräumt. Um dieses Ziel zu erreichen, müßten die Einträge im Bereich der Bottensee um 80%, der Zentralostsee um 90%, des Kattegatts um 90% und der Bottenwiek um 80% reduziert werden.

Cd. Bei Cd gibt es ebenfalls Unterschiede in der Höhe der Metallakkumulation zwischen den vier untersuchten Fischarten. Die Cd-Konzentrationen zeigen für die Niere folgendes Verteilungsmuster: Dorsch < Kliesche < Flunder < Hering. Bei den Werten für die Gesamtproben bzw. die Anreicherungsfaktoren ergibt sich dasselbe Verteilungsmuster. Auch die Cd-Werte der Leber unterscheiden sich zwischen den Fischarten. Die Kliesche hat eine geringere Konzentration als der Hering und die Flunder. Für die Station "Nördlich Rügen" wurden die Leberproben des Dorsches nicht untersucht. Vergleicht man aber die Cd-Konzentrationen in der Dorschleber aus anderen Stationen mit denen der Gesamtleberproben anderer Arten, so liegen die Werte für die Dorschleber niedriger: Dorsch < Kliesche < Hering < Flunder. In der Literatur gibt es kaum Vergleiche von Metallkonzentration zwischen Fischarten, die einen gemeinsamen Nenner wie das Alter aufweisen.

Die niedrigere Bioakkumulation von Cd in der Dorschleber liegt wahrscheinlich an den spezifischen Eigenschaften dieses Organs. Die Dorschleber besitzt im Gegensatz zu der vom Hering und von der Flunder einen hohen Gehalt an Fett und geringen Gehalt an Proteinen. Auf der anderen Seite ist es bekannt, daß Cd an Metallothioneine (niedermolekulare Proteine) gebunden wird (NOEL-LAMBOT et al., 1978). Dies hat wiederum Einfluß auf die Cd-Konzentrationen der Niere. Denn Cd gelangt mit Hilfe von Blut zuerst zur Leber und wird an die Metallothioneine gebunden. Diese Komplexe werden dann zur Niere transportiert und diffundieren durch die glomeruläre Membran in die Tubulärflüssigkeit. Danach wird das meiste in der Nierenrinde absorbiert. Cadmium, das in die Leber gelangt, induziert selbst die

Synthese der niedermolekularen Proteine (Metallothioneine). Dies steigert die Fähigkeit der Leber auch andere Metalle zu binden. Die umgekehrte Situation findet bei geringen Cd-Gehalten der Leber statt (NOEL-LAMBOT et al., 1978; PROTASOWICKI, 1991). PROTASOWICKI und CHODYNIECKI (1992) stellen bei Karpfen fest, daß die Verabreichung von Cd-belasteten Futter fast in allen Organen, die mit der Absorption und der Exkretion von Stoffen verwickelt sind, zur Anreicherung von Cd führt. Nur der Muskel zeigt keinen Akkumulationstrend. Die Zunahme von Cd in den Organen war im allgemeinen nicht proportional zu den verabreichten Dosen. Im Gegensatz zu ihren früheren Untersuchungen stellen sie fest, daß bei der oralen Verabreichung die Leber mehr Cd enthielt als die Niere. In der Haut und in den Kiemen wurden ebenfalls hohe Cd-Konzentrationen gefunden. Dies weist darauf hin, daß beide Organe an der Exkretion dieses Metalls beteiligt sind. So unterstrich NAKTONI (1966) die Rolle der Kiemen bei Exkretion von Metallionen. Er fand, daß die Zn-Exkretion bei der Regenbogenforelle in der Regel durch die Kiemen und nicht durch die Niere erfolgt. Eine Ausscheidung von Cd durch die Haut ist über den Hautschleim denkbar. Dieser enthält beträchtliche Mengen niedermolekularer Proteine, die die Fähigkeit besitzen Cd zu binden (PROTASOWICKI und CHODYNIECKI, 1992).

PROTASOWICKI (1989) stellte ebenfalls in der Leber und der Niere des Dorsches niedrigere Cd-Konzentration als beim Hering und der Flunder fest. Der Hering hatte, wie in der vorliegenden Arbeit, in der Niere die höchsten Cd-Werte.

Der Gesamtgehalt des Ostseewassers an Cd wird auf 900 t geschätzt. Der Gesamteintrag in die Ostsee beträgt 140 t/a. Jährlich fließen 30 t durch die Belte und den Öresund in Richtung Nordsee aus. Der Metallfluß in das Sediment beträgt 110 t (KORZENIEWSKI und NEUGEBAUER, 1991). HELCOM (1994) hat sich auch im Bezug auf Cd zum Ziel gesetzt, daß der anthropogene Eintrag in die Ostsee die natürlichen Hintergrundwerte nicht mehr als 50% übersteigen soll und diesem Element nach Hg die höchste Priorität eingeräumt. Um dieses Ziel zu erreichen, müßten die Einträge im Bereich der Bottensee um 80%, der Zentralostsee um 90%, des Kattegatts um 70% und der Bottenwiek um 40% reduziert werden. Die dominierende Quelle für den Cd-Eintrag in die Ostsee sind die Flüsse (HELCOM, 1987). Einige Arbeiten haben eine negative Korrelation von gelöstem Cd und Salzgehalt in Küstenmischzonen festgestellt (HUIZENGA und KESTER, 1983; BALLS, 1985; KREMLING, 1987; SCHULTZ TOKOS et al., 1993). Das kommt hauptsächlich davon, daß Cd eine geringe Partikelreaktivität besitzt. Das heißt, daß Cd im Vergleich zu Hg oder Pb eine schwache Tendenz hat, an suspendiertes partikuläres Material gebunden zu werden. Cadmium, das keine starke Bindung mit partikulärem Material eingeht, bleibt überwiegend im gelösten Zustand und wird daher von den vorherrschenden Strömung über lange Strecken transportiert (MART

et al., 1984). Daher können die hohen Cd-Konzentrationen aus nördlichen Regionen oder, wie diese Untersuchung zeigt, steigenden Konzentrationen von der westlichen zur östlichen Ostsee in Organismen mit steigendem Anteil des Flußwassers nach Osten bzw. Norden hin in Verbindung gebracht werden. Die geringe Salinität ermöglicht wahrscheinlich eine bessere Aufnahme von Cd durch Organismen. Es ist jedoch nicht erwiesen, daß eine Abnahme des Salzgehaltes mit einer Zunahme von Cd in Organismen einhergeht. Ob die lokale Zunahme von Cd in Organismen der Ostsee in den letzten Jahrzehnten auf die Abnahme des Salzgehalts zurückgeführt werden kann, wird diskutiert. Es wird jedoch vermutet, daß dies nicht der alleinige Grund ist. Verstärkte Einträge durch die Industrie dürften eine bedeutende Rolle spielen (HELCOM, 1990).

Beim Übergang des jeweiligen Flußsystems auf die offene See ergeben sich sprunghafte Abnahmen von Metallen (Cd, Hg, Pb, etc.). Sie sind wahrscheinlich Ausdruck der Vermischungs- und Sedimentationsprozesse, durch die die "biologisch verfügbaren" Schwermetallkonzentrationen im Untersuchungsareal vermindert werden. Diese Abnahme von Metallen beim Übergang in die offene See wurde durch mehrere Wasseruntersuchungen festgestellt (MART et al., 1984; MART und NÜRNBERG, 1986; SCHMITD et al., 1986). Der Verlust von Metallen wird auf das Zusammentreffen von zwei Wassermassen mit unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften (u.a. Salzgehalt, pH-Wert) zurückgeführt. Schon bei Salzgehalten von ca. 2 PSU kommt es zu Fällungs- und Sorptionsprozessen, die zur Sedimentation von großen Teilen der im Flußwasser überwiegend partikulär vorliegenden Schwermetalle führen (BURTON et al., 1976; DUINKER et al., 1982). Die durch Sedimentation aus dem Wasserkörper eliminierten Schwermetalle sind jedoch nicht grundsätzlich auf Dauer dem Stoffkreislauf entzogen. Im Gegensatz zum offenen Ozean ist in den Küstengewässern wegen der mäßigen Wassertiefe eine Durchmischung der gesamten Wassersäule und somit eine Remobilisierung von Schwermetallen aus den Sedimenten möglich (HARMS und CLAUßEN, 1989). Die Bodenvürmer und andere grabende Organismen des Sediments können die Metalle im Sediment umwälzen und für die Verfügbarkeit der Metalle für andere Wasserorganismen lange Jahre nach dem Metalleintrag sorgen. Dies erklärt, warum adulte Heringe von der Bottenwiek, die am Boden weiden, höhere Hg-Konzentrationen als die übrigen Heringsbestände aufweisen, obwohl die Wassersäule niedrige Hg-Konzentration aufweist (AHLBY et al., 1992). Der Konzentrationsfaktor der Schwermetalle im Sediment liegt zwischen 10^3 - 10^5 und nimmt in folgender Reihenfolge ab: Lehm > sandiger Lehm > Sand. Die Konzentrationsfaktoren der Schwermetalle in Planktonorganismen betragen zwischen 10^4 - 10^5 und liegen niedriger als die im partikulären Material (10^4 - 10^6) (KORZENIEWSKI und NEUGEBAUER, 1991).

Cadmium wird in der Tiefe der zentralen Ostsee in sauerstofffreien Bereichen, die 50% der Gesamtfläche ausmachen, akkumuliert. Während der gelegentlichen sauerstoffreichen Perioden, die durch den Zufluß von Nordseewasser verursacht werden, kann ein Teil des Cd in den Sedimenten in die freie Wassersäule freigesetzt werden. Dies könnte dann die biologischen Organismen einschließlich den Menschen beeinträchtigen (HELCOM, 1994).

Die Muskelkonzentrationen von Cd liegen bei allen untersuchten Fischarten in der vorliegenden Arbeit ebenfalls weit unter den für Nahrungsmittel erlaubten Grenzwert von 0.1 mg/kg FG. Nur in der Leber und Niere wird der Grenzwert überschritten.

Cu. Die Cu-Konzentrationen in der Leber und der Niere der untersuchten Fischarten unterscheiden sich von einander. In der Niere haben die Dorsche die niedrigste und die Flunder die höchste Konzentration. Der Hering und die Kliesche liegen dazwischen und unterscheiden sich nicht signifikant voneinander. In der Leber zeigt die Flunder ebenfalls die höheren Cu-Konzentrationen im Vergleich zu Hering und Kliesche. Betrachtet man die Cu-Werte der Gesamtproben bzw. die Anreicherungsfaktoren in der Leber, so stellt man fest, daß der Unterschied zwischen der Flunder und den anderen drei Arten sehr groß ist. In der Leber und der Niere weisen die benthischen Vertreter die Flunder und die Kliesche allgemein höhere Cu-Konzentrationen als der Hering und der Dorsch auf.

PROTASOWICKI (1989) fand bei den Leberproben von drei Fischarten (Dorsch, Hering und Flunder) in der Flunderleber ebenfalls die höchste Cu-Konzentration. JOERGENSEN und PEDERSEN (1994) fanden für Cu in denselben Stationen aus Gebieten der Nord- und Ostsee bei den Männchen der Arten Flunder, Kliesche und Scholle keinen, bei den Weibchen aber einen Unterschied. Auch hier wurden für die Flunderleber höhere Cu-Konzentrationen festgestellt. Offensichtlich unterscheidet sich die Regulation von Cu zwischen den Arten (JOERGENSEN und PEDERSEN, 1994) und es besteht Zweifel, daß Cu in der Leber von Fischen reguliert wird (JENSEN und CHENG, 1987). In diesem Zusammenhang sei auf die Muskel- und Nierenwerte hingewiesen, die weit weniger schwanken als die Leberwerte.

Der Gesamtgehalt des Ostseewassers an Cu beträgt 20 000 t. Der Gesamteintrag von Cu in die Ostsee beläuft sich auf 2 400 t/a. Jährlich fließen 600 t durch die Belte und den Öresund in Richtung Nordsee aus. Der Metallfluß zum Sediment beträgt 1 800 t/a (KORZENIEWSKI und NEUGEBAUER, 1991). Bei Cu müßten die Werte im Kattegatt und in der Bottenensee um 50%, in der Zentralostsee um 60%, in der Bottenwiek um 20% reduziert werden, um das Ziel von HELCOM (1994) zu

erreichen. Angesichts der Tatsache, daß Cu ein essentielles Element ist und in gewissen Grenzen im Organismus reguliert werden kann, hat die Kommission diesem Element wie Zn geringere Priorität für die Erreichung dieses Ziels beigemessen.

Zn. Die Zn-Konzentrationen der Niere unterscheiden sich zwischen den Arten in folgender Form: Hering < Dorsch < Kliesche < Flunder. Nimmt man die Anreicherungsfaktoren im Bezug auf die Metallwerte in der Umgebung des jeweiligen Fisches, bleibt das Muster zwar bestehen, es nimmt jedoch die Variabilität zwischen den Arten beträchtlich ab. Offensichtlich spielen die höheren Zn-Werte des Tiefenwassers bei der höheren Zn-Konzentration der Niere benthischer Vertreter eine große Rolle (AMIARD et al., 1987). Aus den Leberdaten geht hervor, daß die Flunder höhere Zn-Konzentrationen als der Hering und die Kliesche aufweist. Für die Gesamtproben der Leber ergibt sich folgendes Verteilungsmuster für Zn: Dorsch < Hering < Kliesche < Flunder, wobei zwischen dem Hering und der Kliesche nur geringe Unterschiede bestehen. Die Anreicherungsfaktoren der Leber für Zn verhalten sich wie folgt: Dorsch < Kliesche < Hering < Flunder. Hier sehen wir ebenfalls eine Reduktion der Unterschiede zwischen den Arten, wenn wir die Zn-Werte im Millieu der jeweiligen Art berücksichtigen. Die Zn-Gehalte der Sedimente sind weit höher als die Werte des Tiefenwassers (s.o.). Der Hering nähert sich der Flunder in der Zinkakkumulation. PROTASOWICKI (1989) stellte für die Leber und die Niere des Herings von der südlichen Ostsee höhere Zn-Konzentrationen als in den entsprechenden Organen des Dorsches und der Flunder fest. Dort weisen jedoch die Fischproben keinen gemeinsamen Nenner wie Fischalter auf.

Der Gesamtgehalt des Ostseewassers wird auf 24 000 t geschätzt. Der Gesamteintrag in die Ostsee beträgt 9 700 t/a. Jährlich fließen 700 t durch die Belte und den Öresund in Richtung Nordsee aus. Der Metallfluß in das Sediment beträgt 9 000 t (KORZENIEWSKI und NEUGEBAUER, 1991). Um das Ziel von HELCOM (1994) zu erreichen, müßten die Einträge im Bereich der Bottensee und der zentralen Ostsee um 70-75%, im Kattegatt um 50% und Bottenwiek um 20% reduziert werden. Zn hat erst nach Hg, Cd und As die Priorität zur Verwirklichung dieses Ziels.

AMIARD et al. (1987) stellten die Regulation der Körperkonzentration für die essentiellen Elemente Cu und Zn in bestimmten Bereichen auf der einen Seite und die Bioakkumulation der nichtessentiellen Metalle Cd und Pb auf der anderen Seite fest. Die maximale Höhe der experimentellen Zn-Konzentration im Hälterungswasser, die die Konzentration dieses Metalls im Organismus nicht stört,

variiert nach Zugehörigkeit zu verschiedenen systematischen Tiergruppen. Allgemein erstreckt sie sich im Mittel bei Molusken auf 100 µg/l, bei Crustaceen auf 200 µg/l, bei Flunder auf 2 µg/l und bei Glasaalen auf 20 µg/l. Bei Fischen beziehen sich die Angaben auf den Verdauungstrakt, die Leber und die Niere.

Die meisten Feldstudien über Zn ergeben keine Korrelationen der Zn-Konzentrationen zwischen der Muskulatur und dem Meerwasser (PENTREATH, 1977). Viele Arbeiten über Plattfische berichten von der Einheitlichkeit der Zn-Konzentrationen in der Leber und im Gesamtkörper der Fische, auch wenn die Medium- und Sedimentwerte in gewissen Bereichen variiert werden (DE GOEIJ et al., 1974; MILNER, 1979). Diese Tendenz wurde durch experimentelle Studien bestätigt (EISLER und GARDNER, 1973; VAN HOF und VANSON, 1981). Die Möglichkeit, daß die Metalle von Organismen reguliert werden können, bedeutet aber nicht, daß sie harmlos sind. Die Änderungen in den Metalkonzentrationen in der Umwelt können in den Organismen zu physiologischen Änderungen führen: Änderungen der Enzymaktivität (AMIARD et al., 1982), Änderungen des Hormonmetabolismus (AMIARD-TRIQUET et al., 1986a). Nach dem gegenwärtigen Wissenstand ist es unmöglich zu entscheiden, ob diese Änderungen pathologisch oder adaptativ sind. Auch die Regulation selbst kann als Störung des normalen Metabolismus betrachtet werden, da die Erhaltung des Gleichgewichts der inneren Metallkonzentration bei zunehmender Außenkonzentration einer Beschleunigung des Stoffwechsels (WHITE und RAINBOW, 1984) und einem hohen Verbrauch an Energie bedarf. Dies kann erklären, daß die längere Expositionsdauer zur Unterbrechung der essentiellen Metallregulation führt, während die kurzfristige Aussetzung in bestimmten Konzentrationsbereichen auf die Regulation keinen Einfluß haben (AMIARD et al., 1987).

Abschlußbemerkungen

Zum Schluß dieser Arbeit soll auf einige Punkte eingegangen werden, die im Bezug auf weitere Arbeiten von Bedeutung sein können.

Die Spurenelemente müssen in biologisch verfügbarer Form vorliegen, um auf biologische Organismen einwirken zu können. Die biologisch verfügbare Form ist meist die gelöste Form der Elemente. Metalle kommen aber auch an partikulärer Substanz gebunden in der Wassersäule und in Sedimenten vor, und sind so für Filtrierer und benthische Organismen biologisch verfügbar. Die Verteilung der gelösten und partikulären Spurenelemente in der marinen Umwelt wird durch chemische Eigenschaften, biologische Reaktionsfähigkeit und Zirkulation der Wassermassen bestimmt. Die Entfernung der Spurenmetalle aus dem Meerwasser

findet auf zwei Wegen statt: Biologische Aufnahme und Sedimentation des biogenen Materials und/ oder Bindung oder Adsorption des Elements auf sinkendem partikulärem Material. Das am Meeresboden abgesetzte Material wird von benthischen Organismen gefressen oder vom Sediment gebunden. Strömungen bzw. Stürme können die Oberflächensedimente aufwirbeln und dazu beitragen, daß das Material resuspendiert wird und in die Wassersäule transportiert wird. Daher sollte die Beurteilung bzw. Abschätzung von Spurenmetallen in der Ostsee auf der Basis von Werten in vier Kompartimenten erfolgen: Wasser, Sediment, Partikulärmaterial und Organismen (HELCOM, 1994).

Beim Monitoring von Schwermetallen mit Hilfe von Organismen, in diesem Falle Fische, müssen das Alter bzw. die Größe und das Geschlecht der Indikatororganismen und die Jahreszeit beachtet werden. Dies geht aus den vorliegenden Ergebnissen klar hervor.

Bei der Suche nach Korrelationen von Schwermetallen mit den Wachstumsparametern sollte ein möglichst breites Größenspektrum von Tieren gesammelt werden. So wären wahrscheinlich die Korrelationen von Schwermetallen mit den Wachstumsparametern noch umfassender und deutlicher in Erscheinung getreten, wenn die Fischproben ein breiteres Altersspektrum gehabt hätten. Bei den Heringen wurden hauptsächlich die Altersklassen 2 und 3 gefangen, bei Klieschen und Dorschen die Altersklassen 3 und 4. Bei der Flunder war es mit Ausnahme von der Station "Nördlich Rügen" schwierig, eine ausreichende Zahl von Tieren verschiedener Altersklassen zu bekommen.

Die Vergleiche von Metallkonzentrationen zwischen verschiedenen Fischarten wurden bis heute ohne eine gemeinsame Bezugsgröße durchgeführt. Das gemeinsame Fischalter, das beim Vergleich von Metallgehalten zwischen den hier untersuchten Fischarten angewandt wurde, scheint eine geeignete Bezugsgröße zu sein und sollte weiterhin benutzt werden.

Bedarf an Forschung bzw. Handeln besteht in folgenden Bereichen:

Über Transportprozesse von Schwermetallen in Organismen weiß man noch kaum Einzelheiten. Es herrscht eine starke Dynamik in Geweben bzw. Organen der Tiere, die von vielen Faktoren beeinflusst wird. Details sind auch in diesem Bereich rar.

Im Bereich von der Bottenwiek, des finnischen Meerbusen, der polnischen Küste und vom ostdeutschen Raum gibt es die höchste Dichte an Erzminen sowie chemischer und metallverarbeitender Industrie im Ostseeraum. Informationen über einzelne Werte im östlichen Ostseeraum sind rar. Aber die Situation in der früheren

DDR verdeutlicht das Problem. Dort wurde 300 t Hg/a von der chemischen Industrie und 150 t/a durch die Verbrennung von Braunkohle freigesetzt (Vergleich dazu 3 t/a Gesamteintrag von Schweden). Die Einträge in die Ostsee müssen drastisch gesenkt werden, um das Ziel von HELCOM zu erreichen: 70-90% der Einträge von Hg, Cd und Pb, aber auch von Zn und Cu. Die Ostseeanreinerstaaten können dieses Ziel alleine nicht erreichen, denn durchschnittlich mehr als 50% des Metalleintrags der Ostsee hat atmosphärischen Ursprung. Für Cd, Cu und Pb wird der atmosphärische Anteil auf mehr als 85% geschätzt. So müßten auch andere nordwesteuropäische Länder ihre Emissionen reduzieren. Außer dem Bereich der ehemaligen DDR, besonders "Nördlich Rügen", weist die Innere Kieler Förde erhöhte Metallwerte auf. Beachtliche lokale Einflüsse durch die Schlei scheint es auch zu geben.

Im Blut von Menschen, die an Hg-Vergiftung gestorben sind, fand man 1.4 µg/g und mehr Hg. Bei Ratten liegt der LD₅₀ bei 30 µg/g. Wie Menschen sind Katzen und Vögel sehr empfindlich für die Hg-Vergiftung. Fische dagegen werden allgemein von hohen Hg-Werten nicht beeinträchtigt. Dies macht es notwendig, Nahrung aus dem Meer weiterhin nach Hg zu untersuchen.

Metalle in den Fischen der Ostsee wurden meist im Bereich der offenen See bestimmt. Dies reflektiert nicht den Zustand in Küstenbereichen. Oft wurden die Metalle in Fischmuskel gemessen. Dies wiederum gibt nicht die Konzentration im Medium wieder, weil die Metalle im Muskelgewebe gut reguliert werden. Eine Ausnahme bildet die Konzentration von Hg im Fischmuskel. Es scheint, daß Hg in der offenen See kein so großes Problem darstellt, wie in den Küstenbereichen. Weiterhin fehlen Arbeiten für Fischarten wie *Esox lucius*, *Rutilus rutilus* und *Zoarches viviparus* (HELCOM, 1991).

Verbesserte hydrographische Bedingungen führen beim Dorsch nicht unbedingt zu einer Verbesserung der Rekrutierung in der Ostsee (KÖSTER, 1994). Dies kann u.a. an der Rücklösung von Schwermetallen (Beeinträchtigung der Eier und Larven) aus dem Sediment liegen, die durch den Einstrom vom sauerstoffreichen Bodenwasser verursacht wird. Dies müßte für den Dorsch und andere Fischarten wie Scholle, die in den Becken der Ostsee laichen, geprüft werden.

Es ist auch wichtig, Fische von der deutschen Ostseeküste nach anderen Schadstoffen wie PCBs zu untersuchen. Eine aktuelle, umfassende Untersuchung in diesem Bereich fehlt.

5. ZUSAMMENFASSUNG

- Ziel der Untersuchung war es den Grad der Metallanreicherung in pelagischen (Hering und Dorsch) und benthischen Fischen (Kliesche und Flunder) und lokale, größenabhängige, geschlechtsspezifische sowie jahreszeitliche Veränderungen in der Metallakkumulation einzuschätzen.
- Es wurden die Konzentrationen von Hg, Cd, Cu und Zn in Leber, Niere und Muskel von Kliesche, Flunder, Dorsch und Hering bestimmt. Die Fischproben stammten von Stationen entlang der deutschen Ostseeküste: Schleimünde, Dorschmulde, Innere und Äußere Kieler Förde, Süderfahrt, "Westlich Fehmarn", "Östlich Fehmarn", Lübecker Bucht, Warnemünde, "Nördlich Rügen" und Bornholm Becken.
- Für die Untersuchung wurden 542 Kliesen, 143 Flundern, 388 Dorsche und 187 Heringe herangezogen.
- Die Proben wurden nach einem offenen Aufschluß im Falle von Cd, Cu und Zn abgedampft. Der Salzurückstand wurde mit verdünnter Säure aufgenommen. Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe eines Atomabsorptionsspektralphotometers. Im Falle von Hg gelangten die Proben ohne Abdampfen zur Analyse. Die Messung wurde nach Anreicherung von Hg an einem Goldabsorber mit Hilfe eines Atomabsorptionsspektralphotometers durchgeführt, das mit einem Hg-Zusatzgerät gekoppelt war.
- Die Kontrolle der Analysen wurde mit Hilfe von standardisierten Proben von Katzenhaimuskel (DORM-1) und -leber (DOLT-1) durchgeführt. Die Wiederfindungsraten betrugen zwischen 95.2-99.1%.
- Bei den Korrelationen zwischen Metallkonzentration und Wachstumsparametern wurde als Bezugsgröße das Fischfrischgewicht genommen. Folgende Abhängigkeiten vom Fischgewicht wurden festgestellt:
 - Beim Hg im Muskel aller Fische positiv,
 - Beim Cd in der Heringsleber, der Klieschenniere, der Flunderniere, der Flunderleber positiv, in der Kliesenleber sowohl positiv als auch negativ, in der Dorschniere negativ,
 - Beim Cu in der Kliesenleber positiv
 - Beim Zn in der Heringsniere negativ.

- Auch geschlechtsspezifische Abhängigkeiten in der Metallakkumulation wurden festgestellt. Im Vergleich zum Männchen der jeweiligen Fischart wurde beim Weibchen von
Flunder im Muskel mehr Hg,
Kliesche in der Niere weniger Cd und Zn und mehr Cu, in der Leber mehr Zn,
Hering in der Leber weniger Cd und Cu und in der Niere weniger Cd und mehr Zn,
Dorsch in der Leber mehr Cd und im Muskel weniger Cu festgestellt.
- Für den saisonalen Vergleich gab es Proben vom Muskel, von der Leber und der Niere der Kliesche und vom Muskel und von der Niere des Dorsches

Bei der Kliesche wurden mit Hilfe folgender Beprobungszeitpunkte die jahreszeitlichen Schwankungen getestet : 21.10.1992, 18.2.1993, 28.4.1993 und 1.7.1993. Die Werte zeigen für
Hg im Muskel: Minimum im Oktober und Maximum im April
Zn in der Leber: Minimum im Oktober und Maxima im Februar und im Juli,
Zn in der Niere: Maximum im April,
Cu in der Leber: Minimum im Oktober und Maximum im Juli.

Bei dem Dorsch wurden mit Hilfe folgender Beprobungszeitpunkte die jahreszeitlichen Schwankungen getestet : 21.10.1992, 18.2.1993, 28.4.1993, 1.7.1993 und 24.9.1993. Die Nierenwerterte zeigen für
Cd: Maxima im Februar und im September
Zn: Minimum im April und Maximum im Oktober
Cu: Minimum im Februar und Maximum im Oktober

- Die Untersuchung ergab bei allen Fischarten signifikante lokale Unterschiede in der Akkumulation von Schwermetallen entlang der deutschen Ostseeküste.

Bei der Kliesche wurden für den Vergleich folgende Stationen beprobt: Schleimünde, Dorschmulde, Äußere Kieler Förde, Süderfahrt, "Westlich Fehmarn", "Östlich Fehmarn" und "Nördlich Rügen". Die mittleren Metallkonzentrationen der Stationen, Minima und Maxima sind wie folgt:
Hg im Muskel: 0.1-0.18 µg/g TG, Minimum im Dorschmulde und Maxima in Schleimünde und "Nördlich Rügen",
Cd in der Leber und der Niere: 0.2-0.5 µg/g TG, Minima in "Östlich Fehmarn" und in der Äußeren Kieler Förde und die Maxima in Süderfahrt, "Nördlich Rügen" und Dorschmulde,
Zn in der Leber und der Niere: 40-150 µg/g TG, Minima in "Östlich Fehmarn" und in der Äußeren Kieler Förde und Maxima in "Nördlich Rügen" und Schleimünde,
Cu in der Leber: 7-27 µg/g TG, Minimum in der Äußeren Kieler Förde und Maxima

in "Nördlich Rügen", Schleimünde und Dorschmulde,
Cu in der Niere: 4-7 µg/g TG, Maxima in Dorschmulde und "Westlich Fehmarn".

Bei der Flunder wurden die Stationen Schleimünde, Süderfahrt, Lübecker Bucht, Warnemünde und "Nördlich Rügen" für den lokalen Vergleich herangezogen. Die mittleren Werte der Fische von diesen Stationen betragen im Muskel 0.13-0.53 µg Hg/g TG, in der Leber und der Niere 0.15-1.4 µg Cd/g TG, 105-240 µg Zn/g TG, 5-115 µg Cu/g TG. Allen Flunderwerten ist es gemeinsam, daß sie von den westlichen in Richtung der östlichen Stationen zunehmen.

Beim Dorsch wurden für den lokalen Vergleich die Stationen Dorschmulde, Schleimünde, Äußere Kieler Förde, Süderfahrt, "Östlich Fehmarn" und "Nördlich Rügen" herangezogen. Die mittleren Nierenwerte der Stationen betragen 3.3-4.5 µg Cu/g TG und 100-120 µg Zn/g TG und 0.014-0.033 µg Cd/g TG (Maxima in Süderfahrt und Schleimünde). Hg beträgt im Muskel 0.14-0.23 µg/g TG.

Beim Hering wurden die Stationen Dorschmulde, Innere Kieler Förde, Süderfahrt, "Östlich Fehmarn" und Bornholm Becken für den Vergleich herangezogen. Die mittleren Stationswerte betragen für den Muskel 0.02-0.13 µg Hg/g TG, für die Leber und Niere 0.3-1.8 µg Cd/g TG, 3-22 µg Cu/g TG, 85-120 µg Zn/g TG. Maxima der Heringswerte in der Inneren Kieler Förde und Minima in "Östlich Fehmarn" und Lübecker Bucht (Ausnahme Bornholmbecken). Dieses Muster gilt für alle Metalle.

Aus den Vergleichen zwischen den Stationen bei allen Fischarten geht hervor, daß neben der Station Innere Kieler Förde auch im Bereich Schleimünde und besonders "Nördlich Rügen" eine starke lokale Belastung herrscht.

- In den Organen Muskel, Leber und Niere zeigen die Metalle folgende Verteilung:
Hg bei der Kliesche, der Flunder und dem Dorsch: Leber < Niere < Muskel.
Cd bei der Kliesche und der Flunder: Muskel < Niere < Leber.
Cd beim Dorsch und beim Hering: Muskel < Leber < Niere.
Zn bei der Kliesche, der Flunder und dem Dorsch: Muskel < Leber < Niere.
Zn beim Hering: Muskel < Niere < Leber.
Cu bei allen vier Fischarten: Muskel < Niere < Leber.
- Der Vergleich der Metallakkumulation in verschiedenen Organen der vier Fischarten ergab, daß sie sich bei allen Metallen voneinander unterscheiden.
Hg im Muskel: Hering < Kliesche < Dorsch < Flunder.
Cd in der Niere: Dorsch < Kliesche < Flunder < Hering.
Cd in der Leber: Dorsch < Kliesche < Hering < Flunder.

Zn in der Niere: Hering < Dorsch < Kliesche < Flunder.

Zn in der Leber: Dorsch < Hering < Kliesche < Flunder.

Cu in der Leber und der Niere: Dorsch < Hering < Kliesche < Flunder.

Insgesamt weisen die benthischen Vertreter eine höhere Metallakkumulation als die pelagischen Vertreter auf (Ausnahme Cd beim Hering und Hg beim Dorsch).

- Die Konzentrationen von Hg und Cd in den eßbaren Anteilen der untersuchten Fische (Muskel aller Fische und Dorschleber) liegen weit unter den für die Nahrungsmittel erlaubten Grenzwerten. Daher bestehen im Bezug auf die hier untersuchten Metalle keine Bedenken für den Verzehr dieser Fische von der deutschen Ostseeküste.

5.SUMMARY

Subject: Heavy metal study on fishes of the German Baltic coast (dab, *Limanda limanda*; flounder, *Platichthys flesus*; herring, *Clupea harengus* and cod, *Gadus morhua*)

- The aim of the study was to estimate the extent of metal enrichment in pelagic (herring and cod) and benthic fishes (dab and flounder) and to assess the spatial distribution, size-dependent, sex-dependent and seasonal variations of metal accumulation.
- The concentrations of Hg, Cd, Cu and Zn in liver, kidney and muscle of dab, flounder, cod and herring were determined. The fish samples come from the stations along the German Baltic coast: Schleimünde, Dorschmulde, Inner and Outer Kiel Fjord, Süderfahrt, Western Fehmarn, Eastern Fehmarn, Lübeck Bay, Warnemünde, Northern Rügen and Bornholm Basin.
- For the study 542 dab, 143 flounder, 388 cod and 187 herring were collected.
- The samples were dried via evaporation after an open digestion. The salt remains were dissolved in diluted acid. The determination was conducted with an atomic absorption spectrophotometer. In the case of Hg, the samples were not evaporated. The measurement was performed after pre-enrichment through amalgamation on a gold wire with an atomic absorption spectrophotometer, which was connected with a Hg-attachment.
- For the control of the analysis dog fish muscle (DORM-1) and dog fish liver (DOLT-1) were used as reference materials. The recovery was between 95.2-99.1% for all metals analysed.
- For the correlations between metal concentrations and the growth parameter the fish fresh weight was taken as standard for comparison. Fish fresh weight was correlated:
 - positively with Hg in the muscle of all fishes,
 - positively with Cd in the herring liver, in the dab kidney, in the flounder kidney, both positively and negatively in the dab liver and negatively in the cod kidney,
 - positively with Cu in the dab liver,
 - negatively with Zn in the herring kidney.
- Sex dependences in metal accumulation were observed. When compared to the

male of the respective fish species,
flounder females contained more Hg in muscle,
dab females contained less Cd and Zn and more Cu in the kidney and more Zn in the liver ,
herring females contained less Cd and Cu in the liver and less Cd and more Zn in the kidney,
cod females contained more Cd in the liver and less Cu in the muscle.

- For the seasonal comparison muscle, liver and kidney samples of dab and muscle and kidney samples of cod were available.

Dab: the following samplings were used to test the seasonal variations: October 21, 1992; February 18, 1993; April 28, 1993 and July 1, 1993. The values obtained were as follows:

Hg in muscle: minimum in October and maximum in April
Zn in the liver: minimum in October and maxima in February and in July,
Zn in the kidney: maximum in April,
Cu in the liver: minimum in October and maximum in July.

Cod: the following samplings were used to test the seasonal variations: October 21, 1992; February 18, 1993; April 28, 1993; July 1, 1993 and September 24, 1993. The values obtained for kidney as follows:

Cd: maxima in February and in September
Zn: minimum in April and maximum in October
Cu: minimum in February and maximum in October

- The study shows significant local differences in the accumulation of heavy metals along the German Baltic coast for all fish species studied.

Dab: a comparison was made between the following locations: Schleimünde, Dorschmulde, Outer Kiel Fjord, Süderfahrt, Western Fehmarn, Eastern Fehmarn and Northern Rügen. The average metal concentrations of each locations are as follows:

Hg in the muscle: 0.1-0.18 µg/g DW, minimum in Dorschmulde and maxima in Schleimünde and Northern Rügen,
Cd in the liver and in the kidney: 0.2-0.5 µg/g DW, minima in Eastern Fehmarn and in the Outer Kiel Fjord and the maxima in Süderfahrt, Northern Rügen and Dorschmulde,
Zn in the liver and in the kidney: 40-150 µg/g DW, minima in Eastern Fehmarn and in the Outer Kiel Fjord and maxima in Northern Rügen and Schleimünde,
Cu in the liver: 7-27 µg/g DW, minimum in Outer Kiel Fjord and maxima in Northern

Rügen, Schleimünde and Dorschmulde,

Cu in the kidney: 4-7 µg/g DW, maxima in Dorschmulde and Western of Fehmarn.

For flounder, a comparison was made between following locations: Schleimünde, Süderfahrt, Lübeck Bay, Warnemünde and Northern Rügen. The average values were 0.13-0.53 µg Hg/g DW in muscle, 0.15-1.4 µg Cd/g DW, 105-240 µg Zn/g DW, 5-115 µg Cu/g DW in the liver and in the kidney. All values increase from the western to the eastern locations for flounder.

For cod, a comparison was made between following locations: Dorschmulde, Schleimünde, Outer Kiel Fjord, Süderfahrt, Eastern Fehmarn and Northern Rügen. The average kidney values of the locations were 3.3-4.5 µg Cu/g DW and 100-120 µg Zn/g DW and 0.014-0.033 µg Cd/g DW (maxima in Süderfahrt and Schleimünde). Hg was in muscle between 0.14-0.23 µg/g DW.

For herring, a comparison was made between following locations: Dorschmulde, Inner Kiel Fjord, Süderfahrt, Eastern Fehmarn and Bornholm Basin. The average values of the locations were 0.02-0.13 µg Hg/g DW in muscle, 0.3-1.8 µg Cd/g DW, 3-22 µg Cu/g DW, 85-120 µg Zn/g DW in liver and in kidney. Maxima of herring values were found in Inner Kiel Fjord and minima in Eastern of Fehmarn and Lübeck Bay (Exception: Bornholm Basin). This pattern goes for all metals.

The comparison between the locations in all fish species generally shows that the locations Innere Kiel Fjord, Schleimünde and especially Northern Rügen are highly polluted.

- The metals show the following distribution in the organs:

Hg in dab, in flounder and in cod: liver < kidney < muscle.

Cd in dab and in flounder: muscle < kidney < liver.

Cd in cod and in herring: muscle < liver < kidney.

Zn in dab, in flounder and in cod: muscle < liver < kidney.

Zn in herring: muscle < kidney < liver.

Cu in all four fish species: muscle < kidney < liver.

- The comparison of metal accumulation in different organs of four fish species shows that they differ from each other with respect to all metals:

Hg in the muscle: herring < dab < cod < flounder.

Cd in the kidney: cod < dab < flounder < herring.

Cd in the liver: cod < dab < herring < flounder.

Zn in the kidney: herring < cod < dab < flounder.

Zn in the liver: cod < herring < dab < flounder.

Cu in the liver and in the kidney: cod < herring < dab < flounder.

The benthic species generally show a higher metal accumulation than the pelagic ones (Exception: Cd in herring and Hg in cod).

- The concentration of Hg and Cd in the edible parts of the studied fishes (muscle of all fishes and cod liver) are well below the allowed limits for food. This means that with regard to these metals, there is no cause for alarm, when these fishes are consumed from the German Baltic coast.

6. DANKSAGUNG

Allen, die mir während der Doktorarbeit mit Rat und Tat zur Seite standen, möchte ich an dieser Stelle herzlich danken.

Insbesondere

Herrn Professor Dr. D. Adelung dafür, daß er mir ermöglicht hat, in seiner Abteilung zu arbeiten sowie für die Betreuung und die kritische Durchsicht der Arbeit,

Herrn Professor Dr. A. Chapmann und Herrn Dr. T. Reusch für ihre konstruktive Kritik zu meiner Datenanalyse,

Frau Dr. A. Ponat, Herrn B. Überschär und Herrn J. Morlang für die Durchsicht des Manuskripts,

Herrn Dr. Weber und seiner Mitarbeiterin Frau S. Niehus aus dem Institut für Seefischerei der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Außenstelle Kiel, die die Altersbestimmung meiner Fischproben in ihrem Institut möglich machten und mich dabei unterstützten,

Frau B. Sommer, Frau Dr. S. Soria-Dengg und Herrn P. Streu für die Einweisung und Tips bei der Schwermetallanalytik,

Frau A. Dannenberg für die meist ehrenamtliche Unterstützung bei meinen Ausfahrten mit dem Forschungskutter Littorina,

Herrn Prof. Dr. G. Kortum für seine organisatorische Unterstützung bei der Schiffstermin-Vergabe,

Dem Kapitän des Forschungskutters Littorina, Herrn V. Ohl, und seiner Besatzung für die reibungslose und gute Arbeitsatmosphäre bei den Ausfahrten.

7. LITERATURVERZEICHNIS

- ABDULLAH, M.I. & STEFFENAK, I., 1988: The GEEP Workshop: Trace metal analysis. In: Biological effects of pollutants. B.L. Bayne, C.R. Clarke und J.S. Gray (eds.), pp. 27-30. Mar. Ecol. Vol. 46, no. 1-3
- AHLBY et al., 1992: Greenpeace Book of the Baltic. L.Riley (ed.), Collins & Brown, London, 144 pp.
- AMIARD, J.C., AMIARD-TRIQUET, C., BERTHET, B. & METAYER, C., 1987: Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms. In: J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol. 106, no. 1, pp. 73-87
- AMIARD, J.C., AMIARD-TRIQUET, C., METAYER, C. & FERRE, R., 1983: Study of trace metals between estuarine sediments and flatfish 'sediment feeders'. In: Mar. Environ. Res., vol. 10, no. 3, pp. 159-171
- AMIARD-TRIQUET, C., AMIARD, J.C., FERRAND, R., ANDERSEN, A.C. & DUBOIS, M.P., 1986a: Disturbance of a met-enkephalin-like hormone in the hepatopancreas of crabs contaminated by metals. Ecotoxicol. Environ. Safety, vol. 11, pp. 198-209
- ANDERSEN, A.T., DOMMASNES, A. & HESTHAGEN, I.H., 1973: Some heavy metals in sprat (*Sprattus sprattus*) and Herring (*Clupea harengus*) from the inner Oslofjord. In: Aquaculture, vol. 2, pp. 17-22
- ANON., 1978: Report of the working group on assessment of demersal stocks in the Baltic. ICES CM 1987/ Assess: 22, 93 pp.
- ANON., 1984a: The ICES coordinated monitoring programme for contaminants in fish and shellfish, 1978 and 1979 and six-years review of ICES coordinated monitoring programme. ICES Coop. Res. Rep. 126
- ANON., 1978: Report of the working group on assessment of demersal stocks in the Baltic. ICES CM 1978/ Assess j: 3: 31 pp.
- ANON., 1987c: Report of working groups on assessment of demersal stocks in the Baltic. ICES CM 1987/ Assess: 22, 93 pp.
- ARNTZ, W.E., 1977: The food of adult cod (*Gadus morhua* C.) in the western Baltic. In: Meeresfor., vol. 26, s. 60-69
- ARO, E., 1989: A review of fish migration patterns in the Baltic. In: Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer. vol. 190, pp. 72-96

- BADSHA, K.S. & SAINSBURY, M., 1977: Uptake of zinc, lead and cadmium by young whiting in the Severn estuary. In: Mar. Poll. Bull., vol. 6, pp. 164-166
- BAGGE, O., 1966: Tagging of flounder in the western Baltic, the Beltsea and the Sound in 1960-66. ICES CM 1966/D:1, 15 pp.
- BAKIR et al., 1973: Methyl mercury poisoning in Iraq. In: Science, 181, 230
- BALKAS, T.I., TUGRUL, S. & SALIHLIOGLU, I., 1982: Trace metal levels in fish and crustacea from Northeastern Mediterranean coastal waters. In: Mar. Environ. Res., vol. 6, no. 4, pp. 281-289
- BALLS, P., 1985: Copper, lead and cadmium in coastal waters of the western North Sea. Mar. Chem. 15, 363-378
- BEBBINGTON, G.N., MACKAY, N.J., CHVOYKA, R., WILLIAMS, R., DUNN, A. & AUTY, E.H., 1977: Heavy metals, selenium and arsenic in nine species of Australian commercial fish. In: Aust. J. Mar. Freshwat. Res., vol. 28, pp. 277-286
- BIESINGER, K.E. & CHRISTENSEN, G.M., 1972: J. Fish. Res. Board Can. 26 1691-1700
- BIESINGER, K.E., CHRISTENSEN, G.M. & FIAND, J.T., 1986: Ecotoxicol. Environ. Saf. 11, 9-14
- BIESTER, E., 1979a: The distribution of Rügen spring herring. ICES CM 1979/ J:31: 6 pp.
- BLANDYSZ, Y. & LORENC-BIALA, H., 1984: Trace metals in fish from the southern Baltic. In: Meeresforsch. vol. 30 no. 2, pp.111-119
- BOCKRIS, J.O'M., 1977: Environmental Chemistry, pp. 461-467. Plenum Press, New York-London
- BOHN, A., 1975: Arsenic in marine organisms from West Greenland. In: Mar. Poll. Bull., vol. 6, pp. 87-89
- BORG, K., WANNTROP, H., ERNE, K. & HANKO, E., 1966: Mercury poisoning in Swedish wildlife. In: J. Appl. Ecol., 3, 171
- BRÜGMANN, L., 1981: Heavy metals in the Baltic Sea. In: Mar. Poll. Bull., 12, pp. 214-218
- BRÜGMANN, L., 1982: Trace metals in the Baltic Sea 1980-1981. Proc. 13th Conf. Balt. Oceanogr., 24-27 August 1982, Helsinki. 2: 182-197

- BRÜGMANN, L., 1984: Influence of coastal zone processes on mass balances for trace metals in the Baltic Sea. ICES Symp. on contaminant fluxes through coastal zone. Nantes, May 14-16, Paper No. 44
- BRYAN, G.W., 1976: Heavy metal contamination of the sea. In: Marine Pollution (R. Johnston, ed.), Academic Press, pp. 185-290
- BRZEZINSKA, A., TRZOZINSKA, A., ZMIJEWSKA, W. & WODKIEWICZ, ., 1984: Trace metals in some organisms from Southern Baltic. In: Oceanologia, vol. 18, pp. 79-94
- BUNDESGESUNDHEITAMT, 1987: Amalgam-Füllung während der Schwangerschaft. Berlin.
- BURTON, J. D. & LISS, P.S., 1976: Estuarine Chemistry. Academic Press, London
- CAPPON, C.J., 1987: Cadmium and lead in Lake Ontario Salmonids. In: Bull. Environ. Contam. Toxicol., vol. 38, pp. 695-699
- CAPPON, C.J. & SMITH, J.C., 1982: Chemical form and distribution of mercury and selenium in edible seafood. J. Anal. Toxicol. 6, 10-21
- CAPUTI, M., EDMONDS, J.S. & HEALD, D.I., 1979: Mercury content of sharks from south-western Australian waters. In: Mar. Poll. Bull., vol. 10, pp. 337-340
- CEC (Comission European Communities), 1980: Council Directive Related to the Quality of Water Intended for Human Consumption (80/778/EEC), OJ No. 229 of 30 August 1980, p. 11
- CLARK, R.B., 1989: Marine Pollution. Oxford Science Publications, Oxford, 214 pp.
- CLARKSON, T.W., 1972: Recent advances in the toxicology of mercury with emphasis on the alkylmercurials. Crit. Rev. Toxicol. 1, 203-234
- CLARKSON, T.W., 1977: Mercury Poisoning. In: S.S. Brown (ed.) Clinical Chemistry and Chemical Toxicology of Metals, pp. 189-200. Elsevier / North-Holland Biomedical Press, Amsterdam
- CLAUSEN, T., 1988: Levels and spatial distribution on trace metals in dabs (*Limanda limanda*) of the southern North Sea. In: Mitt. Geol. Paläont. Inst. Universität Hamburg 65, pp. 468-496
- CLAUSSEN, Z., 1987: Enhancement of knowledge on trace metal levels in flatfish (dab, *Limanda limanda*) from the southern North sea. ICES Copenhagen (Denmark), 19 pp., ICES Council Meeting 1987 (collected papers)

- CRAIK, J.C.A & HARVEY, S.M., 1988: A preliminary account of metal levels in eggs of farmed and wild atlantic salmon and their relation to egg viability. *Aquaculture*, vol. 73, no. 1-4, pp. 309-321
- CRISSETIG, G., LUCCHINI, M. & POLETTI, R., 1982: Heavy metal incultured eel (*Anguilla anguilla*). In: *Arch. Vet. Ital.*, vol. 33, no. 3-4, pp. 50-55
- CUI, K., LIU, J. & HOU, L., 1987: Effects of six heavy metals on hatching eggs and survival of larval of marine fish. In: *Ocean. Limnol. Sci.*, vol. 18, no. 2, pp. 138-144
- CUTSHALL, N.H., NAIDU, J.R. & PEARCY, W.G., 1977: Zinc and cadmium in the Pacific hake *Merluccius productus* off the western U.S. coast. In: *Mar. Biol.*, 44, 195
- DE GEOEIJ, J.J.M., GUIN, V.P., YOUNG, D.R. & MEANS, A.J., 1974: Activation analysis trace element studies of Dover sole liver and marine sediment. In: *Symposium of nuclear techniques in comparativ studies of food and environmental contamination*, IAEA (ed.), Vienna, IRI-133-73-9, pp. 189-200
- DELVAL, S., 1984: Reaction du flet vis-a-vis des pollutions par les metaux (Cn, Zn, Cd et Pb) sur le litoral de mer du Nord: Detoxification, metallothioneines. Lille-1 Uni. Lille (France)
- DENTON, G.R.W. & BURDEN-JONES, C., 1986: Environmental effects on toxicity of heavy metals to two species of tropical marine fish from Northern Australia. In: *Chem. Ecol.*, vol. 2, no. 3, pp. 233-249
- DIETRICH, 1953: DIE Elemente des jährlichen Ganges der Oberflächentemperatur in der Nord- und Ostsee und angrenzender Gewässer. In: *Dt. Hydrog. Zeitschr.*, 6 (2) s.49
- DIETRICH, G. & SCHOTT, F., 1974: Wasserhaushalt und Strömungen. In: *Meereskunde der Ostsee*, Marquard und Reinheimer(eds.), Springer Verlag
- DUINKER, J.C., HILLEBRAND, M.T.J. & NOLTING, R.F., 1982: The river Elbe: Processes affecting the behaviour of metals and organochlorines during estuarine mixing. In: *Netherlands J. Sea Res.*, vol. 15, pp. 141-169
- EISLER, R. & GARDNER, G.R., 1973: acute toxicology to an estuarine teleost of mixture of Cadmium, Copper and zinc salts. *J. Fish. Biol.*, vil. 5, pp. 131-142.
- FALANDYSZ, J., 1985: Heavy metal cocentrations in muscular tissue of flatfishes in the Polish fishery zone in the Baltic. In: *Buil. Morsk. Inst. Ryback. Gdynia*, vol. 16, no. 5-6, pp. 51-54

- FELDHAUSEN, P.H. & JOHNSON, D., 1983: Ordination of trace metals in *Syacium papillosum* from the eastern Gulf of Mexico. In: Northeast Gulf Sci. vol. 6, no. 1, pp. 9-21
- FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G.T.W., 1979: Metal pollution in the aquatic environment. Springer, Berlin-Heidelberg-New York
- FRIBERG, L., PISCATOR, M., NORDBERG, G.F. & KJELLSTRÖM, T., 1974: Cadmium in the Environment. 2nd. Ed. CRC-Press, Cleveland, Ohio
- FRIBERG, L., KJELLSTRÖM, T. & NORDBERG, G.F., 1985: Cadmium and Haelth. A Toxicological and Epidemiological Appraisal, vol. 1, Exposure, Dose and Metabolism. CRC Press, Boca Raton, Florida
- FRIBERG, L., ELINDER, C.-G., KJELLSTRÖM, T. & NORDBERG, G.F., 1986a: Cadmium and Haelth. A Toxicological and Epidemiological Appraisal, vol. 2, Effects and Response. CRC Press, Boca Raton, Florida
- FUJIKI, M., TAJIMA, S. & OMORI, A., 1972: The transition of mercury contamination in Minamata District. In: Jpn. J. Hyg., 27, 115
- GALINDO, L., HARDISSON, A. & MONTELONG, F.G., 1986: Correlation between lead, cadmium, copper, zink and iron concentrations. In: Bull. Environ. Contam. Toxicol., vol. 36, no. 4, pp. 595-599
- GILMARTIN, M. & REVELANTE, N., 1975: The concentration of mercury, copper, nickel, silver, cadmium and lead in the northern Adriatic anchovy *Engraulis encrasicolus* and sardine *Sardina pilchardus*. In: Fish. Bull., vol. 73, pp. 193-201
- GLOVER, J.W., 1979: Concentrations of arsenic, selenium and ten heavy metals in shcool shark *Galeorhinus australis* and gummyshark *Mustelus antarcticus* from south-eastern Australian waters. In: Aust. J. Mar. Freshwater Res., 30, 505
- GRADY, J.R., JOHNSON, A.G. & SANDERS, M., 1989: Heavy metalcontent in otoliths of king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) in relation to body length and age. In: Contrib. Mar. Sci. Univ. Texas, vol. 31, pp. 17-23
- GREENWOOD, M.R., 1985: Methylmercury Poisoning in Irac. An Epidemiological Study of the 1971-1972 Outbreak. J. Appl. Toxicol. 5, 148-159
- GREIG, R.A. AND KRZYNONEK, J., 1979: Mercury concentrations in three species of tunas collected from various oceanic waters. In: Bull. Environ. Contam. Toxicol., 22, 120
- GREIG, R.A. & WENZLOFF, D.R., 1977: Trace metals in finfish from New York Bight and Long Island Sound. In: Mar. Poll. Bull., 8, 198

- GRIMAS, U., GÖTHBERG, A., NOTTER, M., OLSSON, M. & REUTERGARDH, L., 1985: Fat amount- a factor to consider in monitoring studies of heavy metals in cod liver. In: Ambio, vol. 4, no. 3, pp. 175-178
- GRIMAS, U. & SUAREZ, J.M., 1989: Metaller efter Östersjökusten. Naturvardsverket, Rapport 3580, 79 pp.
- GUNKEL, G., 1987: Mechanismen der Aufnahme und Verteilung von organischen Stoffen in aquatischen Organismen. In: Bioakkumulation in Nahrungsketten. K.Lillelund (Hrsg.), VCH Verlag, Weinheim, s. 39-69
- GUNKEL, G. & KAUSCH, H., 1979: Feedings and groth of fry and fingerligs of white-fish, *Coregonus fera* J. - EIFAC Tech. Pap. 35, Suppl. 1, 163-176
- HAIDER, G., 1980: Der Fisch als Indikator für die Schwermetallbelastung der Gewässer. In: Fisch und Umwelt, 8, S. 105-121
- HANSEN, M.M., JENSEN, A. & LASSEN, H., 1982: Trend monitoring I: Problems in the interpretation of contaminants concentrations using fish as indicator organisms. ICES, C.M.1982/E:25
- HARDISTY, M.W., HUGGINS, R.J., KARTAR, S. & SAINSBURY, M., 1974: Ecological implications of heavy metal in fish from Severn estuary. In: Mar. Poll. Bull., vol. 5, pp. 12-15
- HARDISTY,, M.W., KARTAR, S. & SAINSBURY, M., 1974: Dietry habits and heavy metal concentrations in fish from Severn estuary and Bristol Channel. In: Mar. Poll. Bull., vol. 5, pp. 61-63
- HARMS, U., 1990a: Schwermetalle Cd, Pb und Hg in Fischen. In: Warnsignale der Nordsee, J.L. Lozan, W.Lenz, E. Rachor, B. Watermann und H. v. Westernhagen (Hrsg.), Paul Parey, Berlin-Hamburg, 267-274
- HARMS, U., 1990: trace elements in biota. In: HELCOM 1990:Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988, Baltic Mar. Environ. Proc. No. 35b, 340-369
- HARMS, U. & HUSCHENBETH, E., 1991: Untersuchungen von Schwermetallen und Organohallogenem In Miesmuschel (*Mytilus edulis*) aus der inneren Deutschen Bucht. In: Inf. Fischw. 38 (4), 148-154
- HECOM, 1994: first assessment of the state of the coastal waters of the Baltic Sea. Balt. Mar. Environ. Prot. Com. No.54, Helsinki Commission
- HELCOM 1990:Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988,Bachground Document, Baltic Mar. Environ. Proc. No. 35b, Helsinki Comission, 432 pp.

- HELCOM 1987: First periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988, Background Document, Baltic Mar. Environ. Proc. No. 17b, Helsinki Commission
- HELCOM, 1991: Interim report on the state of the coastal waters of the Baltic Sea. Balt. Mar. Environ. Prot. Com. No.40, Helsinki Commission
- HERZ, J., 1991: Bioindicators for monitoring heavy metals in the environment. In: Metals and their compounds in the environment, E. Merian (ed.), VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, New York, Cambridge, 221-231
- HINRICHS, R., 1985: Menge und Zusammensetzung der Nahrung beim Hering und Sprotte der Ostsee in den Jahren 1980-82. In: Fischerei Forschung, 23, s. 70-81
- HOFFMANN, H.-J., 1987: Untersuchung der Einflüsse von Temperatur, Strömung und Sauerstoffgehalt auf das Akkumulationsverhalten von Hg in Karpfen (*Cyprinus carpio*, L.) In: Bioakkumulation in Nahrungsketten. K. Liljeblom (Hrsg.), VCH Verlag, Weinheim, s. 211-219
- HORNUNG, H. & RAMELOW, G.J., 1987: Distribution of Cd, Cr, Cu and Zn in eastern Mediterranean fishes. In: Mar. Poll. Bull., vol. 18, pp. 45-49
- HUIZENGA, D. & KESTER, D., 1983: The distribution of total and electrochemically available copper in the northwestern Atlantic Ocean. Mar. Chem. 13, pp.281-291
- HURLBERT, S.H. & WHITE, M., 1993: Experiments with freshwater invertebrate zooplanktivores: Quality of statistical analysis. In: Bull. of Mar. Science, 53 (1), 128-153
- JAFFAR, M. & ASHRAF, M. 1988: Selected trace metal concentrations in different tissues of fish from coastal waters of Pakistan. In: Ind. J. Mar. Sci., vol. 17, pp. 231-234
- JENSEN, A., 1982: Harmful substances in fish and shellfish. The Danish Monitoring Programme for 1979 and 1980 for the area covered by Helsinki Convention: Rep. Marine Pollution Laboratory: Charlottenlund (Denmark), 32pp., no. 1
- JENSEN, A. & CHENG, Z., 1987: Statistical analysis of trend monitoring data of heavy metal in flounder. In: Mar. Pollut. Bull. vol. 18, no.5, pp. 230-238
- JENSEN, A., 1983: Problems related to trend monitoring of trace metals in marine areas by use of fish and blue mussel. In: Renewable Resources Inventories for monitoring Changes and Trends (J.F. Bell & T. Atterbury, eds.) pp. 498-501. Corvallis, Oregon, USA

- JOERGENSEN, L.A. & PEDERSEN, B., 1994: Trace metals in fish used for time trend analysis and as environmental indicators. In: Mar. Poll. Bull., vol 28, 1, pp. 24-32
- JONELIS, A.G. & WESTERMARK, T., 1969: Mercury contamination in the environment in Sweden. In: Chemical Fallout: Current Research of Persistent Pesticides, pp. 221-241, M.W. Miller and G.G. Berg (eds.), Springfield, IL: Charles C. Thomas
- JULSHMAN, K. & BRAEKKAN, O.R., 1978: The relation between the concentration of some main elements and the stages of maturation of ovaries in cod (*Gadus morhua*) In: Fisk. Dir. ... Ernoering 1, 1-15
- KÄNDLER, R., 1959: Hydrographische Beobachtungen in der Kieler Förde. Kieler Meeresf., 15: 145
- KARBE, L., BIAS, R. & BORCHART, T., 1987: Aufnahmekinetik und Anreicherung von Blei und Cadmium in Muscheln und Fischen. In: Bioakkumulation in Nahrungsketten. K.Lillelund (Hrsg.), VCH Verlag, Weinheim, 219-226
- KARBE, L., 1987: Kinetik der Akkumulation und Dekontamination von Schwermetallen. In: Bioakkumulation in Nahrungsketten. K.Lillelund (Hrsg.), VCH Verlag, Weinheim, S. 75-89
- KAUSCH, H. & BALLION-CUSMANO, M.F., 1976: Körperzusammensetzung, Wachstum und Nahrungsnutzung bei jungen Karpfen (*Cyprinus carpio* L.) unter Intensivhaltungsbedingungen. -Arch. Hydrobiol. Suppl. 48, 141-180
- KITTELBERGER, T., 1973: Beitrag zur Rückstanduntersuchung bei Fischen. Tierärztl. Praxis, 1, S. 465-479
- KJELLSTRÖM, T., KENNEDY, P., WALLIS, S. et al., 1986: Physical and Mental Development of Children with Prenatal Exposure to Mercury from Fish, Stage 1: Preliminary Tests at Age 4. Solna National Swedish Environmental Research Board, 9. Report No. 3080
- KNAUER, G.A. & MARTIN, J.H., 1972: Mercury in a marine pelagic food chain. Limnol. Oceanogr. 17, 868-876
- KOBAYASHI, J., 1971: Relation between Itai-itai disease and the pollution of river water by cadmium from a mine. Proc. 5th. Int. Wat. Poll. Res. Conf., 1-25, 1-7, Pergamon Press
- KOOP, U., 1988: Untersuchungen über Schwermetallanreicherungen in Fischen aus schwermetallbelasteten Gewässern im Hinblick auf deren fischereiliche Nutzung. Dissertation an G.-A.-Uni. Göttingen

- KÖSTER, F.-W., 1994: Der Einfluß von Bruträubern auf Sterblichkeit früher Jungstadien des Dorsches (*Gadus morhua*) und Sprotte (*Sprattus sprattus*) in der zentralen Ostsee. Dissertation an der CAU zu Kiel
- KORZENIEWSKI, K. AND NEUGEBAUER, E., 1991: Heavy metals contamination in the Polish Zone of Southern Baltic. In: Mar. Poll. Bull., vol. 23, pp. 687-689
- KOSS, G., SCHUELER, E., ARNDT, B., SEIDEL, J., SEUBERT, S. & SEUBERT, A., 1986: A comparative toxicologic study on pike (*Esox lucius* L.) from the river Rhine and river Lahn. In: Aquat. Toxicol., vol. 8, no. 1, pp. 1-9
- KOYAMA, I. & ITAZAWA, Y., 1977a: effects of oral administration of Cd on fish. I. Analytical results of the blood and bones- Bull. Jap. Soc. Sc. Fish., 43(5): 523-526
- KOYAMA, I. & ITAZAWA, Y., 1977b: effects of oral administration of Cd on fish. I. Analytical results of morphological examination-ibid., 43(5): 527-533
- KREMLING, K. & PETERSEN, H., 1984: Synoptic survey on dissolved trace metal levels in Baltic surface waters. In: Mar. Poll. Bull., 15, pp. 329-334
- KREMLING, K., 1983: The behaviour of Zn, Cd, Cu, Ni, Co, Fe and Co in anoxic Baltic waters. Mar. Chem. 13: 87-108
- KREMLING, K., 1983: trace metal contents in European shelf waters. Nature 303: 225-227
- KREMLING, K., 1993: Schwermetalle in der Ostsee. In: Akute und chronische Toxizität von Spurenelementen. Wissensch. Verlagsanstalt, Stuttgart (im Druck)
- KREMLING, K., BRÜGMANN, L. & JENSEN A., 1987: Trace metals in the Baltic. In: First periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988, Background Document, Baltic Mar. Environ. Proc. No. 17b, 82-96
- KREUZER, W. & HALLWICH, W., 1976: Zum Quecksilbergehalt in Süßwasserfischen aus süddeutschen Gewässern und seine lebensmittelhygienische Bedeutung. In: Fisch und Umwelt, 2, S. 13-27
- KRUG, J., 1963: Erneuerungen des Wassers in der Kieler Bucht im Verlauf eines Jahres am Beispiel 1960/61. Kieler Meeresf., 19, s.158
- KRÜGER, K.E, NIEPER, L. & AUSLITZ, H.J., 1976: Der Quecksilbergehalt der Seefische im Nordatlantik. In: Fisch und Umwelt, no. 2, S. 31-35

- KUEISHY, T.W., GEORGE, M.D. & SEN GUPTA, R., 1979: Total mercury content in some marine fish from the Indian Ocean. In: Mar. Pollut. Bull. vol. 10, pp. 357-360
- KULIKOVA, I., SEISUMA, Z. & LEGZDINA, M., 1985: Heavy metals in marine organisms, vol. 29. pp. 141-154, Symp. Biol. Hung.
- LARSSON, A., 1977: Some experimentally induced biochemical effects of Cd on fish from the Baltic Sea. Ambio Spec. Rep. 5: 67-68
- LEATHERLAND, T.M., 1979: in: Proceedings of the international conference on heavy metals in the environment, London. CEP Consultants Ltd., Edinburgh
- LEONG, R.J.H. & O'CONNELL, C.P., 1969: A laboratory study of particulate and filter feeding of the northern anchovy (*Engraulis mordax*). J. Fish. Board Can. 26, 557-577
- LI, C.P., 1948. The Chemical Arts of Old China. J. Chem. Educ., pp. 49-50. Easton, Pennsylvania
- LILLELUND, K., 1987: Bedeutung biotischer und abiotischer Randbedingungen für die Bioakkumulation der im Schwerpunkt eingesetzten Umweltchemikalie. In: Bioakkumulation in Nahrungsketten. K.Lillelund (Hrsg.), VCH Verlag, Weinheim, s. 89-102
- LUCKAS, B. & HARMS, U., 1987: Characteristic levels of chlorinated hydrocarbons and trace metals in fish from coastal waters of north and Baltic Sea. In: Int. J. environ. analyt. Chem. vol. 29, pp.215-226
- LUTEN, J.B., BOUQUET, W., RIEKWEL-BOOY, G., RAUCHBAAR, A.B. & SCHOLTE, M.W.M., 1987: Mercury in flounder, *Platichthys flesus*, Cod, *Gadus morhua*, and Perch, *Perca fluviatilis*, in relation to their length and environment. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 38, 318-321
- LYLE, J.M., 1984: Mercury concentration in four charcharhinid and three Hammerhead sharks from coastal waters of the northern territory. In: Aust. J. Freshw. Res., 35, pp.401-411
- MACKAY, N.J., KAZACOS, M.N., WILLIAMS, R.J. & LEEDOW, M.I., 1975: Selenium and heavy metals in black marlin. In: Mar. Poll. Bull., 6, 57
- MAGNUSSON, B. & RASMUSSEN, L., 1982: Trace metal levels in coastal waters. In: Mar. Poll. Bull., 13, pp. 81-84
- MAGNUSSON, B. & WESTERLUND, S., 1980: The determination of Cd, Cu, Fe, Ni Pb and Zn in Baltic Sea Water. Mar. Chem. 8: 231-244

- MAHER, W.A., 1983: An investigation of trace element losses during lyophilisation of marine biological samples. In: Sci. of total environ., vol. 26, pp. 173-181
- MANCE, G., 1985: Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier Applied Science, London
- MARCOVECCHIO, J.E., MORENO, V.J. & PEREZ, A., 1986: Bio-magnifikation of total mercury in Bahia Blanca Estuary shark. In: Mar. Poll. Bull., vol. 17, pp. 276-278
- MART, L., & NÜRNBERG, H. W., 1986: Cd, Pb, Cu, Ni and Co distribution in the Geman Bight. In: Mar. Chem. vol. 317, pp. 197-213
- MART, L., NÜRNBERG, H.W. & RÜTZEL, H., 1984: Comparative studies on Cd levels in Northsea, Barents Sea and Eastern Atlantic Ocean. Feresenius`Z. analyt. Chem. vol 317, pp. 201-209
- MATTHÄUS, W., 1973: Zur Hydrographie der Gotlandsee II: Der mittlere Jahrgang der Temperatur in der Oberflächennähe. In: Beiträge z. Meereskunde 32, s.105
- MERILINI, M., 1978: Hepatic storage alteration of vitamin B₁₂ by Cd in freshwater fish- Bull. Env. Contam. Toxicol., 19: 767-771
- MIETH, A., 1983: Untersuchungen zum Schwermetallgehalt in Flundern *Platichthys flesus* (L.) aus der Elbe unter Berücksichtigung jahreszeitlicher Einflüsse. Dipl. Arbbeit an der CAU Kiel.
- MILNER, N.J., 1979. Zink concentrations in juvenile flatfish. J. Mar. Biol. Assoc., U.K., vol. 59, pp. 761-775
- MISRA, R.K. & UTHE, J.F., 1985: The analysis of time trends in contaminants levels in Canadian Atlantic cod (*Gadus morhua*). 3. Employing multivariate linear models. ICES C.M. 1985/E:36
- MOORE, J., & RAMAMOORTHY, S., 1984: Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assesment. Springer Verlag, New York, Heidelberg, Berlin, Tokyo
- MOREAU, G. & BARBEAU, C., 1982: Heavy metals as indikators of geographic origin of the american eel (*Anguilla rostrata*). In: Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 39. no. 7, pp. 1004-1011
- MORRISON, P.R., LEATHERLAND, J.F. & SONSTEGRAD, R.A., 1985: Proximate composition and organochlorine and heavy metal contamination of eggs from Lake Ontario, Lake Eire and lake Michigan coho salmon in relation to egg survival. In: Aqua. Toxic. vol. 6, no.2, pp.73-86

- MUNKITTRICK, K.R. & DIXON, D.G., 1982: Effects of natural exposure to copper and zinc on egg size and larval copper tolerance in white sucker (*Catostomus commersoni*). In: Ecotoxicol. Environ. Saf., vol. 18, no. 1, pp. 15-26
- MÜNZER, 1970: Die Temperaturschichtung in der Ekernförder Bucht während der Frühjahrserwärmung. In: Kieler Meeresforsch., 26, p. 43
- MURRAY, A.J. & NORTON, M.G., 1982: The field assessment of effects of dumping wastes at sea. 10 Analysis of chemical residues in fish and shellfish from selected coastal regions around England and Wales. Fish. Res. Tech. Rep. Dir. Res.(G.B.), no. 69, 42 pp.
- NACAGAWA, H. & ISHIO, S., 1989: Aspects of accumulation of copper, manganese and zinc ions in the egg of medaka *Oryzias latipes*. In: Bull. Jap. Sci. Fish., vol. 55, no. 1, pp. 117-121
- NAKATANI, R.E., 1966: Biological response of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) ingesting zinc-65. In: Disposal of radioactive wastes in seas, oceans and surface waters- IAEA, Vienna: 809-823
- NEHRING, R.B. & GOETL, JR., J.P., 1974: Bull. Environ. Toxicol. 12, 464-469
- NOEL-LAMBOT, F., BOUQUEGNEAU, J.M., FRANKENNE, F. & DISTECHE, A., 1978: Le rôle des métallothioneines dans le stockage des métaux lourds chez animaux marins. Rev. Int. Oceanogr. Med., 49, 13-20
- NORTON, M.G. & MURRAY, A.J., 1983: The metal content of fish and shellfish in Liverpool Bay. In: Chem. Ecol., vol. 1, no. 3, pp. 159-172
- NRIAGU, J.O. (ed.), 1980c: Cadmium in the Atmosphere and in Precipitation, in: Cadmium in the Environment, Part I, pp. 71-114. John Wiley & Sons, New York
- OECD, 1991: Organization for Economic Cooperation and Development. The state of the Environment. Paris.
- OEHLENSCHLAEGGER, J., 1990: Schwermetallgehalte in verschiedenen Teilen von Rotbarschfilet (*Sebastes marinus* L.). In: Infor. Fischereiwirtsch., vol. 37, no. 1, S. 32-34
- OHNESORGE, F.K. & WILHELM, M., 1991: Zink. In: Metals and their compounds in the environment, E. Merian (ed.), VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, New York, Cambridge, 1309-1342
- OJAVEER, E., 1981: Marine pelagic fishes. In: The Baltic Sea. Elsevier Oceanography Series No. 30, pp. 276-292. A.Vopio (ed.), Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam -Oxford-New York

- OTTERLIND, G., 1985b: The Rügen herring in swedish waters with remarks on herring population problems. Medd. Havsfisclab. Lysekil, 309: 12 pp.
- OVERNELL, J. & ABDULLAH, M.I., 1988: Metallothionein and metal levels in flounder *Platichthys flesus* from four field sites and in flounder dosed with water-burn copper. In: Biological effects of pollutants. Results of a practical workshop (B.L. Bayne, K.R. Claske and J.S. Gray ,eds.), Mar. Ecol., vol. 46, no. 1-3, pp. 71-74
- PAASIVIRTA, J., 1991: Chemical Ecotoxicology. Lewies Publisher, INC, 210 pp.
- PALM, T., 1985: The potential impact of heavy metal concentrations in the waters of the southern Gulf of Finland on Baltic herring stocks. In: Finn. Fish. Res., no. 6, pp. 71-76
- PALM, T., 1985: The potential impact of heavy metal concentrations in the water of the southern Gulf of Finland on Baltic herring stocks. Finn. Fish. res. 6, pp. 71-76
- PAPADOPOULOU, C., KANIAS, G. & MORAITOPOULOU-KASSIMATI, E., 1976: Zinc content in otoliths of *Scomber japonicus colias* from Aegean Sea, versus age and total body length. In: Protection du litoral Mediterranee, Premiere Partie, pp. 69-73
- PENTREATH, R.J., 1977: Radionucleides in marine fish. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., Vol. 15, pp. 365-460
- PERTTILA, M., TREVO, V. & PERMANNE, R., 1982: Heavy metals in Baltic herrings and cod. In: Mar. Poll. Bull., vol. 13, no. 11, pp. 391-393
- PETUKHOV, S.H. AND MOROZOV, N.P., 1983: A contribution to the study of 'species' differences in the trace element composition of fishes. In: Vopr. Ikhtiol., vol. 23, no. 5. pp. 870-873
- PHILLIPS, D.J.H., 1980: Quantitative aquatic biological indicators. The use to monitor trace metals and organochlorine pollution, pp. 191-237 and 261-281. Applied Science Publishers, London.
- PHILLIPS, D.J.H. & SEGAR, D.A., 1986: The use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants, program design imperatives. Mar. Pollut. Bull. 17, 10-17
- PHILLIPS, D.J.H., 1977: The use of biological indicator organisms to monitor trace metals pollution in marine and estuarine environments-a review. Environ. Pollut. 13, 282-317
- POHL, C., 1990: Skeletal deformities and trace metal contents of European smelt *Osmerus eperlanus* in the Elbe Estuary. In: Meeresforsch., vol. 83, pp. 76-89

- PORTMANN, J.E., 1972: The levels of certain metals in fish from coastal waters around England and Wales. In: Aquaculture, 1, pp. 91-96
- PRANGE, A., 1983: Entwicklung eines spurenanalytischen Verfahrens zur Bestimmung von gelösten Schwermetallen im Meerwasser mit Hilfe Totalreflexions- Röntgenfluoreszenzanalyse. Dissertation an der Universität Hamburg.
- PROSI, F. & MÜLLER G., 1987: Bedeutung der Sedimente als Schwermetallfalle; Bioverfügbarkeit und Mobilität von Metallen in Sedimenten in Bezug auf den Biotransfer in limnische Organismen. In: Bioakkumulation in Nahrungsketten. K.Lillelund (Hrsg.), VCH Verlag, Weinheim, s. 102-116
- PROTASOVICKI, M. AND CHODYNECKI, A., 1983: The heavy metal content of baltic ichthyofauna against their background levels in fish from other areas of the world ocean. In: Symp. on ecol. Inves. of the Baltic Sea environ., Riga, USSR, 16-19 March 1983
- PROTASOVICKI, M. & KOISOR, M., 1987: Long-term observation of selected heavy metals contained in otoliths of co from Southern Baltic. ICES Copenhagen (Denmark), 15 pp., ICES Council Meeting 1987 (collected papers)
- PROTASOWICKI, M., 1991: Heavy metals in southern Baltic fish: present situation and future trends. Acta Ichthyol. et Piscat. vol. 21, pp. 291-300
- PROTASOWICKI, M., 1991: Long-term observations on heavy metals content of fish in the southern Baltic. I. Mercury. Baltic Mar. Environ. Proc. 19, pp. 62-75
- PROTASOWICKI, M., 1991: Long-term studies on heavy metals in aquatic organisms from the river Odra mouth area. Acta Ichthyol. et Piscat. vol. 21, pp. 301-309
- SACHS, L., 1990: Angewandte Statistik, Springer Verlag Heidelberg, Berlin, New York, Tokyo, 552 S.
- SAEGER, J., 1974: Der Befischungszustand der Flunderpopulation in der Kieler Bucht. Diss. an der CAU-Kiel, 115 S.
- SANPERA, C., VALLRIBERA, M. & CRESPO, S., 1983: Bull. Environ. Toxicol. 31, 415-417
- SCHEINBERG, H., 1991: Copper. In: Metals and their compounds in the environment, E. Merian (ed.), VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, New York, Cambridge, 893-919

- SCHINDLER, E., 1985: Blei-, Cadmium-, Kupfer- und Quecksilbergehaltein Thunfisch- und Muschelkonserven. In: Dtsch. Lebensmittel-Rundschau, vol. 81, no. 7, S. 218-220
- SCHMIDT, D., FREIMANN, P. UND ZEHLE, H., 1986. Change in trace metal levels in the coastal zone of the German Bight. In: Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer. vol.186, pp. 321-328
- SCHULTZ TOKOS, J.J., KREMLING, K., STREU, P., BRÜGMANN, L. & HENNINGS U., 1993: Spatial and temporal variability of selected trace metals in Kiel Bight and Mecklenburg Bight. Berichte aus dem Institut für Meereskunde, Nr. 238, 83 S.
- SCHULZ, N., 1988: Erste Ergebnisse der Nahrungsuntersuchungen zum Dorsch der westlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung seines Einflusses auf die Herings- und Sprottbestände in diesem Gebiet. In: Fisch. Forsch. 26, 2, s. 29-36
- SCHULZ, C.D. & ITO, B.M., 1979. Mercury and selenium in blue marlin, *Makaira nigricans*, from the Hawaiian Islands. In: Fishery Bull., vol. 76, No. 4, pp. 872-879
- SCHWEIMER, M., 1978: Physikalisch-ozeanographische Parameterin der westlichen Ostsee. Berichte aus dem Inst. für Meeresk. an der CAU. Nr.61
- SENOCAK, T., 1992: Fischarten und Fischerei in der Lübecker Bucht. In M. Diehl (hrsg.): Lübecker Bucht und Untertrave. Berichte des Vereins "Natur und Heimat" und des Naturhistorischen Museums zu Lübeck 23/24, 62-75
- SENOCAK, T., 1992: Fischerei in der Untertrave und der Einfluß des Brackwassers auf die Fischfauna. Zum Lebensraum Untertrave aus fischereibiologischer Sicht. In M. Diehl (hrsg.): Lübecker Bucht und Untertrave. Berichte des Vereins "Natur und Heimat" und des Naturhistorischen Museums zu Lübeck 23/24, 88-102
- SERGIOLA, M.C., QUEIRAZZA, G. & SCARANO, G., 1981: Water quality criteria for aquaculture in thermal effluents, heavy metals and residual antifouling products. In: Aquaculture in heated and recirculation systems (K. Tiews, ed.), pp. 99-112
- SIDDIQUI, P.J.A., AKBAR, Z. AND QASIM, R., 1988: Distribution of macro and micro element in marine invertebrates in Karachi. In: Pak. J. Sci. Ind. Res., vol. 31, no. 5, pp. 226-229
- SIEDLER, G. & HATJE, G., 1974: Temperatur, Salzgehalt und Dichte. In: Meereskunde der Ostsee, Marquard und Reinheimer(eds.) , Springer Verlag

- SIMONIS, W., 1987: Primärvorgänge bei der Sorption von Schwermetallen, Insektiziden und Herbiziden in die Anfangsglieder der Nahrungskette. In: Bioakkumulation in Nahrungsketten. K.Lillelund (Hrsg.), VCH Verlag, Weinheim, s. 9-39,
- STEVENS, J.D. & BROWN, B.E., 1974: Occurrence of heavy metals in the blue shark *Prionace glauca* and selected pelagic in the N.E. Atlantic Ocean. In: Mar. Biol., vol. 26, pp. 287-293
- STEVENS, J.D. & BROWN, B.E., 1974: Occurrence of heavy metals in the blue shark *Prionace glauca* and selected pelagic in the NE Atlantic Ocean. In: Mar. Biol. 26, 287-293
- STOEPPLE, M., 1991: Cadmium. In: Metals and their compounds in the environment, E. Merian (ed.), VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, New York, Cambridge 803-851
- STREIT, B. & SCHWOERBEL, J., 1976: Experimentelle Untersuchungen über die Akkumulation und Wirkung von Herbiziden bei benthischen Süßwassertieren. -Verh. Ges. Ökol. Göttingen, 371-383
- STREIT, B., 1979a: Uptake and accumulation and release of organic pesticides by benthic invertebrates and detritus. 2: Reversible accumulation of Lindane, Paraquat and 2,4-D from aqueous solution by invertebrates and detritus. Arch. Hydrobiol. Suppl. 55, 349-372
- STRONKHORST, J., 1992: Trends in pollutants in blue mussel *Mytilus edulis* and flounder *Platichthys flesus* from two Dutch estuaries, 1985-1990. In: Mar. Pollut. Bull. 24, 250-258
- SUZUKI, T., MIYAMA, T. & TOYAMA, C., 1973: The chemical form and bodyly distribution of mercury in marine fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10, 347-355
- SWEILEH, K.M. & ADELUNG, D., 1994: Levels of trace metals and effect of body size on metal content and concentration in *Arctica islandica* L. (Mollusca: Bivalvia) from Kiel Bay, western Baltic. Mar. Pollut. Bull. Vol. 28, pp. 500-505
- TAYLOR, D., 1982: In: Cadmium-81, Edited Proceedings Third International Cadmium conference, Miami, pp. 75-81. Cadmium Association, London, Cadmium Council, New York, ILZRO, New York
- TAYLOR, D., 1981: A summary of Data on the Toxicity of Various Materials to Aquatic Life, 2nd Ed., vol.2, 31/A/2073 Brixham Laboratory Report
- TEMMING, A., 1989: Migration and mixing of dab (*Limanda limanda*) in the Baltic. In: Rapp. P. -v. Reun. Cons. int. Explor. Mer. 190, pp. 25-38

- THEEDE, H., 1986: some problems of biological assessment of heavy metal pollution under the environmental conditions of the Baltic Sea. In: Baltic Sea Environ. Protec. Proceed. 19, 350-351
- THEEDE, H., ANDERSON, I. & LEHNBERG, W., 1979: Cadmium in *Mytilus edulis* from the German waters. Meeresforsch. 27, pp. 147-155
- THOMSON, D.R., 1990: Metal levels in marine vertebrates. In: Heavy metals in the marine environment (R.W. Furness and P.S. Rainbow, eds.), pp. 143-182
- TOPPING, G., 1973: Heavy metals in fish from Scottish waters. In: Aquaculture, 1, pp. 372-373
- TREVO, V., 1987: Concentration of metals in fish and benthic invertebrates in the Gulf of Finland and in the Gulf of Bothnia during 1979-1986. ICES Copenhagen (Denmark), 14 pp., ICES Council Meeting 1987 (collected papers)
- UNDERWOOD, A.J., 1981: Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. In: Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 19, 513-605
- VAN HOOFF, F. & VAN SAN, M., 1981: Analysis of copper, zink, cadmium and chromium in fish tissues. A tool for detecting metal caused fish kills. Chemosphere, Vol. 10, pp. 1127-1135
- VAS, P., 1987: Observation on trace metal concentrations in a carachinid shark *Galeorhinus galeus*, from Liverpool Bay. In: Mar. Poll. Bull., vol. 18, no. 4, pp. 193-194
- VOGT, G. & KITTELBERGER, F., 1976: Schwermetallanreicherung in Fischen des Rheins. In: Fisch und Umwelt, 2, S. 9-12
- VON WESTERNHAGEN, H., DETHLEFFSEN, V. & ROSENTHAL, H., 1980: Correlation between cadmium concentration in the water and tissue residue levels in dab, *Limanda limanda* L., and Plaice *Pleuronectes platessa* L. In: J. Mar. Biol. Assoc. U.K., vol. 60, pp. 45-58
- VON BURG, R. & GREENWOOD, M.R., 1991: Mercury. In: Metals and their compounds in the environment, E. Merian (ed.), VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, New York, Cambridge, 1045-1088
- VOYER, R.A., CARDIN, J.A., HELTSHE, J.F. & HOFFMANN, G.C., 1983: Viability of embryos of the winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* exposure to mixture of cadmium and silver in combination with selected fixed salinities. In: Aquat. Toxicol., vol. 2, no. 1. pp. 223-233

- VYNCKE, V., VANDERSTAPPEN, R., DE CLERCK, R., MOERMANS, R. & HOEYWEGHEN, P., 1981: The evolution of heavy metals in plaice, whiting, sprat and brown shrimp from Belgian coastal waters. In: Rev. Agric., vol. 34, no. 5, pp. 1351-1365
- WATTENBERG, H., 1949: Die Salzgehaltsverteilung in der Kieler Bucht und ihre Abhängigkeit von Strom- und Wetterlagen. Kieler Meeresf. 5 (2), 17
- WEAST, R.C., 1978: Handbook of Chemistry and Physics. The Chemical Rubber Co., Publisher, Westpalm Beach, Florida
- WEBB, J., 1966: Enzyme and Metabolic Inhibitors, vol. 2, p. 729. Academic Press, New York
- WEBER, W., 1970: Mortality and relative strength of the herring stocks in the western Baltic. ICES CM1970/H:14, 6 pp.
- WESTÖÖ, G., 1967: Determination of methylmercury in fish, egg, meat and liver. Acta Chem. Scand. 21, 1790-1800
- WHARFE, J.R. & VAN DEN BROEK, W.L.F., 1977: Heavy metals in macroinvertebrates and fish in lower Medway estuary, Kent. In: Mar. Poll. Bull., vol. 8, pp. 31-34
- WHITE, S.L. & RAINBOW, P.S., 1984: Regulation of zinc concentration by *Palaemon elegans* (Crustacea/Decapoda): Zinc flux and effects of temperature, zinc concentration and moulting. Mar. Ecol. Prog. Ser. vol. 16, pp. 135-147
- WINDOM, H., STICKNEY, R., SMITH, R., WHITE, D. & TAYLOR, F., 1973: Arsenic, cadmium, copper, mercury and zinc in some species of north Atlantic finfish. In: J. Fish. Res. Board Can., 30, 275
- WISSMATH & KLEIN, J., 1981: Die Schwermetallbelastung von Fischen. In: Fisch und Umwelt, 9, S. 15-23
- WRYTKI, K., 1953, 1954: Die Dynamik der Wasserbewegung im Fehmarnbelt. Teil I und II, Kieler Meeresf. 9 (2), 155 und 10 (2), 162
- YOST, K.J., 1980: Environmental Exposure to Cadmium in the United States, in: Cadmium-79, Edited Proceedings Second International Cadmium Conference, Cannes, pp. 11-20. Metal Bulletin, London

8. ANHANG

Im diesem Abschnitt werden alle wesentlichen Rohdaten dieser Arbeit in Form von Tabellen aufgelistet: Probennummer, Geschlecht (1:Männchen; 2:Weibchen; 0: Juvenil), Alter, Länge (cm), Gewicht (Frischgewicht in g), Konditionsfaktor (Kf) des jeweiligen Fisches und die Metallgehalte für Cu, Cd, Zn und Hg. Alle Metallangaben beziehen sich auf Trockengewicht in µg/g. Freie Felder bedeuten, daß es für dort keine Daten vorhanden sind.

Kliesche, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 10.02.1992

Fisch						Metallkonzentration in µg/g TG						
Nr	Sex	Alter	Gew (g)	Länge (cm)	Kf	Niere			Leber			Muskel
						Cu	Cd	Zn	Cu	Cd	Zn	Hg
1		3	160	24	1.16				8.7		59	0.19
2		4	240	28	1.09				24.4		56	
3		3	160	24	1.16				6.6	0.34	54	0.09
4		3	200	25	1.28	4	0.07	156	10.8	0.35	32	0.173
6		5	442	31	1.48	5.2	0.05	142	3.1		28	0.58
7		4	356	31	1.19	7.5	0.16	190	12.3		22	0.31
8		4	264	28	1.2	6.4	0.12	133	7.2	0.15	35	0.4
9		3	234	27	1.19	4.5	0.08	146	3.8	0.15	35	0.9
10		3	284	28	1.29	5.4	0.05	158		0.09	173	
11		3	217	25	1.39	5.1	0.09	158	4.3	0.24	34	0.174
12		4	197	25	1.26	5.7	0.09	146		0.13	70	
13		3	159	24	1.15	6.2	0.09	176	5.3	0.12	33	0.078
14		3	140	23	1.15	5.6	0.1	155	4.1	0.24	29	0.21
15		3	141	23	1.16					0.14	96	0.1
16		3	151	24	1.09	6.4	0.19	172	3.7	0.25	51	0.095
17		3	165	24	1.19	5.2	0.13	150	7.6	0.14	39	0.11
18		3	151	23	1.24	4.7	0.05	135	8.2	0.11	63	0.12
19		3	152	24	1.1	6.3	0.09	138	20.2	0.1	124	0.98
20		4	347	31	1.16	7.4	0.06	65	49.7	0.23	148	
21		4	357	30	1.32				55.2	0.38	120	0.27
22		5	437	33	1.22				23	0.13	98	0.48

Kliesche, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 21.10.1992

134	2	5	455	36	1.02	5.6	0.49	150	29.3	1.61	113	
135	2	6	523	39	0.88	5.6	0.56	118	30.1	1.76	119	
136	2	5	323	32	0.99	4.8	0.23	136	10.5	0.7	81	
137	2	5	457	33	1.33	4.8	0.21	98	20.7	0.47	81	
138	2	4	244	28	1.11	5.2	0.57	133	5.1	0.37	55	
139	2	3	306	31	1.03	6.5	0.48	163	26.6	0.77	92	
140	2	3	282	29	1.16	5.2	0.15	136	23.3	0.17		
141	2	4	302	29	1.24	6.9	0.49	140	16.9	0.51	81	
142	2	4	270	30	1.05	9.5	0.81	131	18.5	0.81		
143	2	5	319	31	1.07	6.2	0.52	150	33.7	0.66	97	
144	2	6	269	31	0.95	4.2		165	5.6	1.06	49	

145	3	4	213	27	1.08	5.9	0.29	104	26.7	0.73	97	
146	3	4	216	28	1.04	4.8	0.28	143	17.7	0.56	97	
147	1	4	232	28	1.12	6.3	0.34	122	18.2	0.4		
148		4	216	26	1.23	5.6	0.3	118	10.6	0.73	75	0.14
149		3	175	22	1.76	5.8	0.28	134	13.2	0.36	71	0.18
150		4	194	26	1.1	4.8	0.17	112	10.1	0.35	84	0.12
151	1	3	202	27	1.09	7.4	0.34	117	20.1	0.35		0.15
152		3	215	26	1.22	7.8	0.24	128	31	0.46	70	0.17
153	1	4	208	26	1.18	5.2	0.4	122	49.3	0.44	60	0.19
154	1	3	111	21	1.29	4.5	0.15	115	8.8	0.27	67	0.09
155	1	4	116	22	1.17	4.7	0.33	123	6.6	0.53	82	0.11
156	2	3	146	23	1.28	4.9	0.26	135	7.4	0.42		0.17
157		3	128	22	1.2	4.3	0.17	115	22.8	0.31	75	0.11
158		3	110	20	1.38	5.7	0.16	119	14.8	0.25		0.11
159		3	91	20	1.14	5.3	0.23	118	16.5	0.3	96	0.09
160		3	114	21	1.23	4.7	0.17	117	11.3	0.21	90	0.06
161		3	99	21	1.07	5.1	0.28	158	6.5	0.6	92	0.11
162		3	94	20	1.18	7.3	0.15	130	9.2	0.42	94	0.1
163		4	90	21	0.97	2.9	0.16	109	6.9	0.18	113	0.1
164		3	101	20	1.26	3.6	0.21	98	10.8	0.38	121	0.07
165		3	96	20	1.2	4.1	0.15	134	5.6	0.22	72	0.17
166		3	59	18	1.1	3.7	0.11	132	9.3	0.49	127	
167		3	66	18	1.13	5.2	0.16	135	17.4	0.36	27	
168		3	59	18	1.01	3.4	0.18	147	10.6	0.3	95	
169		2	57	17	1.16	3.8	0.13	136	6.5	0.13	76	
170		3	57	18	1.06	3.9	0.19	130	8.6	0.22	107	
171		2	42	16	1.13	2.9	0.07	115	6.9	0.31	113	
172		2	44	15	1.3	3.7	0.1	113	6.4	0.2	62	
173		2	38	15	1.13	4	0.09	142	17.8	0.41	178	
174		2	39	15	1.16	4.7	0.08		7.4	0.22	105	

Kliesche, Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 18.02.1993

229	2	4	240	27	1.22			145	16.7	0.2	118	0.11
230	2	4	225	27	1.14	4.3		157	13.7		123	0.17
231	2	3	244	27	1.24	5.1	0.22	177	8.1	0.31	127	0.13
232	2	3	207	25	1.32	4.7	0.52	188	31.4	0.31	130	0.26
233	2	4	280	29	1.15	4.1	0.35	128	15.9	0.25	153	0.35
234	2	4	147	24	1.06	5	0.11	150	12.7	0.41	111	0.18
235	2	3	183	25	1.17	4.7	0.2	103	20.9	0.51	157	0.27
236	1	3	142	23	1.17	4.2	0.18	123	12.2		98	0.11
237	1	3	137	23	1.13	4.2	0.12	119	9.1	0.17	45	0.12
238	2	3	138	23	1.13	5.6	0.12	172	19.7	0.46	96	0.16
239	2	3	134	23	1.1	4.5	0.34	179	16.4	0.26	170	0.09
240	2	3	112	23	0.92	4.3	0.16	99	11.6	0.52	97	0.16
241	2	3	143	24	1.03	5.7	0.19	127	19.6	0.49	134	0.12
242	2	3	127	23	1.04	6	0.16	136	23.8	0.36	132	0.16
243	1	3	124	23	1.09	3.8	0.33	136	7.6	0.37	84	0.1
244	2	3	134	22	1.26	4.3	0.14	131	17.3	0.25	158	0.17
245	2	3	114	21	1.23	5.1	0.09	145	37.2	0.48	135	0.15
246	2	3	155	25	1.05	3.2	0.27	151	8.7	0.31	99	0.21

247	2	3	133	23	1.09	5.2		141	15.8	0.35	170	0.15
248	1	3	117	22	1.1	4.5	0.23	149	18	0.49	146	0.11
249	2	3	119	21	1.28	4.3	0.25	139	71.5	0.63	214	0.15
250	1	3	105	22	0.99	3.9	0.14	93	18	0.54	86	0.13
251	1	3	115	21	1.24	5.2	0.15	184	25.8	0.83	154	0.26
252	2	3	330	30	1.22	4.2	0.28	143	13.4	0.21	146	
253	2	3	280	29	1.15	4.6	0.64	142	20.1	0.27	90	
254	2	3	260	28	1.18	4.2	0.13	129	27.7	0.18	93	
255	2	3	240	26	1.37	4.4	0.31	131	17.5	0.21	93	
256	2	4	227	33	0.63	4.1	0.21	147	4.5	0.52	73	
257	2	4	279	28	1.27	4.9	0.19	172	23.1	0.59	112	
258	2	4	234	27	1.26	4	0.36	105	15.5	0.65	102	
259	2	3	236	27	1.2	2.8	0.17	34	44.3	0.4	147	
260	1	4	168	25	1.08	4	0.18	138	13.6	0.99	122	0.35
261	2	3	169	24	1.22	3.8	0.23	140	18.3	0.61	122	0.26
262	2	3	192	26	1.09	5.1	0.74	188	20	0.38	155	
263	2	5	224	26	1.27	5.3	0.29	102	12	0.34	94	
264	2	3	133	23	1.09	4.8	0.46	126	9.9	0.65	112	0.23
265	2	3	122	23	1.07	4.6	0.36	156	40.9	0.78	152	0.25
266	2	3	89	21	0.96	5.2	0.29	138	16.1	0.44	118	0.09
267	1	3	103	21	1.11	4.8	0.21	21	11.9	0.25	128	0.09
268	2	3	126	23	1.11	4.4	0.38	119	26	0.42	170	0.19
269	1	3	137	23	1.13	3.5	0.15	97	17.7	0.65	148	
270	1	3	90	21	0.97	5.4	0.22	128	21.8	0.85	186	0.12
271	2	3	100	21	1.16	4.6	0.12	113	17.3	0.48	216	
272	2	3	78	19	1.14	4.7	0.08	101	16.6	0.2	88	0.032
273	1	3	65	18	1.21	4.9	0.13	116	15.6	0.67	102	0.26
274	2	3	120	24	0.92	4.2	0.15	166	17.3	0.72	132	0.093
275	1	3	86	20	1.16	3.8	0.21	110	15.3	0.54	74	0.166
276	1	3	85	20	1.06	4.8	0.23	111	23.6	0.82	110	0.083
277	1	3	70	20	0.94	4.2	0.19	102	4.5	0.34	90	0.097
278	1	3	76	19	1.11	5.9	0.54	143	28.4	0.75	101	0.196
279	1	3	69	20	0.86	3.8	0.17	211	12	0.62	94	0.2
280	1	3	87	21	1.01	4.7	0.19	111	15.5	0.82	103	0.16
281	1	3	75	20	1.01	6.6	0.42	173	40	1.23	175	0.15
282	1	2	95	21	1.03	5	0.18	159	27.7	1.04	156	0.14
283	2	4	109	22	1.02	4.3	0.31	88	11.4	0.17	119	0.16
284	1	3	87	21	1.01	3.6	0.08	136	20.1	0.4	180	0.15
285	1	3	109	21	1.18	4.4	0.12	121	9.3	0.14	152	0.1
286	1	3	60	18	1.03	6.2	0.2	120	11.7	0.42	124	
287	1	3	79	20	1.07	4.6	0.18	103	12.7	0.58	157	
288	1	3	75	20	1.01	4.4	0.18	128	16	0.49	93	
289	2	3	109	22	1.1	4.9	0.22	112	11.2	0.22	216	0.22
290	2	4	142	23	1.17	4.9	0.24	110	17.9	0.42	134	
291	1	3	98	21	1.06	5.6	0.19	111	18	0.59	111	
292	1	3	76	20	1.02	5.6	0.12	127	10	0.35	91	
293	1	3	82	20	1.03	5.3	0.35	122	8.7	0.56	41	
294		3	121	21	1.31	5.9	0.18	133	12.6	0.29	80	
295	1	3	76	20	0.95	5	0.51	129	13.4	0.86	68	
296	1	3	89	20	1.11	9.7	0.32	74	4.6	0.12	102	

297	1	3	66	19	0.96	16	0.57	109	5.1	0.2	115
298	0	3	74	20	1	6.1	0.36	134	14.5	0.31	129
299		2	24	14	0.98	5.6	0.11		14.5	0.51	100
300		2	38	16	0.93	5.8	0.16	116	11.3	0.17	34
301		2	37	16	0.9	6.1	0.1	103	12.7	0.11	67
302		3	49	17	1	4.3	0.16	128	4.4	0.18	105
303	1	3	56	18	1.04	5.3	0.36	119	7	0.18	32
304	1	2	43	17	0.88	4.5	0.13	121	14.5	0.27	161
305	2	3	79	19	1.15	3.8	0.19	88	7	0.5	73
306	1	2	38	15	1.13	4	0.24	128	7.1	0.26	63
307	1	3	72	19	1.05	5.9	0.43	130	23.3	0.51	82
308	1	3	51	18	0.95	4.7	0.22	119	15.2	0.89	122
309	1	3	69	18	1.29	4.8	0.28	115	8	0.39	145
310	1	3	65	19	0.95	3.2	0.18	63	3.1	0.25	169
311	0	3	96	21	1.04	4.2	0.15	110	17.2	0.49	197
312	2	3	73	20	0.91	1	0.06		18.3	0.36	163
313	1	4	94	21	1.02	4.2	0.24	104	15.4	0.83	174
314	1	3	83	21	0.9	5.6	0.24	111	13.8	0.55	112

Kliesche, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 28.04.1993

401	2	4	375	34	0.95	5.2	0.38	129	35.9	0.7	117	
402	2	4	275	31	0.92	5.5	0.43	151	23.7	0.65	127	0.58
403	2	4	290	30	1.07	4.6	0.3	165	18.5	0.6	136	0.5
404	2	4	265	30	0.98	4.6	0.14	166	18.2	0.37	142	0.26
405	2	5	300	31	1.01	4.8	0.22	137	28.4	0.39	140	0.25
406	2	3	210	28	0.96	5.3	0.28	121	27.5	0.45	138	0.42
407	2	4	265	30	0.98	4.9	0.22	130	21.3	0.47	140	0.24
408	2	4	275	28	1.25	5.2	0.25	147	27	0.43	145	0.16
409	2	4	245	30	0.91	5.4	0.27	148	25.5	0.46	118	0.19
410	2	3	190	28	0.87	5	0.39	180	34.7	0.56	141	0.25
411	2	3	185	27	0.99	5.1	0.15	155	31.9	0.32	117	
412	2	4	190	26	1.08	5.3	0.15	156	36.7	0.23	168	
413	1	4	250	30	0.93	4.9	0.33	152	11.6	0.55	64	0.19
414	2	4	155	26	0.88	5.6	0.23	157	39.6	0.51	144	
415	2	4	160	26	0.91	5.1	0.17	147	24.6	0.42	129	0.12
416	2	3	145	25	0.99	5.7	0.22	149	38.4	0.31	87	0.11
417	2	4	145	26	0.82	5.4	0.26	150	28.7	0.48	117	
418	1	4	160	26	0.96	3.7	0.12	139	7.1	0.24	56	
419	1	3	115	23	0.95	4.1	0.19	190	16.9	0.44	78	0.15
420	2	3	130	25	0.83	4.3	0.15	145	30.1	0.3	76	0.13
421	1	3	125	25	0.85	5.4	0.23	169	14.2	0.52	121	0.13
422	2	4	190	28	0.91	5.9	0.68	130	23.6	0.46	117	
423	2	3	130	24	0.94	5.4	0.38	154	34	0.41	125	0.16
424	2	3	110	22	1.03	5.6	0.17	100	52.6	0.3	106	0.27
425	1	3	120	24	0.87	5.5	0.31	188	13.2	0.68	132	0.23
426	2	3	175	26	1	2.8	0.17	186	27.6	0.36	75	
427	2	3	100	23	0.88	6	0.62	170	29.5	0.42	116	0.17
428	2		135	24	0.98	4.9	0.14	165	10.9	0.28	130	0.13
429	2		135	25	0.92	4.3	0.27	110	58.9	0.56	143	0.16
430	2		140	25	0.9	5	0.17	149	15.7	0.29	147	0.12

431	2		155	25	0.99	2.6	0.17	114	36.8	0.46	157	0.23
432	1	3	65	20	0.81	4.1	0.15	132	17	0.79	153	0.12
433	2	3	80	21	0.86	3.7	0.17	136	42.9	0.38	172	0.19
434	1	3	65	21	0.7	4.5	0.39	149	63.6	1.03	101	0.21
435	1	3	65	21	0.7	4.2	0.25	127	13.3	0.65	93	0.1
436	1	3	90	23	0.74	4	0.23	150	12.5	0.48	94	0.16
437	1	3	75	22	0.75	4.2	0.17	135	15.2	0.7	115	0.12
438	1		60	20	0.75	3.1	0.44	182	11.5	0.89	63	0.1
439	2	3	90	23	0.79	3.7	0.21	163	32	0.47	181	0.23
440	2	3	70	21	0.76	4	0.2	163	45.5	0.42	125	0.19
441	1	3	65	20	0.81	2.9	0.17		43.1	0.82	94	0.11
442	1	3	50	18	0.86	5.2	0.31	159	23	1.29	103	
443	2	3	100	22	0.94	4.8	0.1	151	20.8	0.33	129	0.13
444	1	4	85	23	0.7	4.5	0.11	148	34.7	0.13	172	0.11
445	1	3	70	21	0.76	4.3	0.2	145	20.8	0.49	133	0.23
446		3	56	17	1.14	4.7	0.13	136	7.4	0.48	65	
447		3	51	18	0.95	5.5	0.38	148	20.9	1.22	165	
448		3	60	17	1.22	6	0.22	114	16.4	0.52	97	
449		3	51	17	1.04	7	0.46	144	12.1	0.65	81	
450		3	47	17	0.96	5	0.18	131	13	1.1	145	
451		3	60	18	1.03	6.7	0.2	141	20	0.83	110	
452		3	62	18	1.06	5.5	0.13	142	12	0.46	115	
453		3	48	17	1.07	4.2	0.17	148	11.2	0.49	98	
454		3	42	16	1.03	7.7	0.17	138	15.5	0.43	114	
455		3	59	18	1.01	5.7	0.22	137	11.7	0.77	91	
456		3	73	20	0.98	6.3	0.25	181	9	0.72	77	
457	1	3	79	20	1.07	6.4	0.29	126	13	1.08	89	
458	1	3	90	20	1.13	4.8	0.41	151	15.5	0.88	90	
459	1	3	72	19	1.05	6.1	0.24	147	12.5	0.88	90	
460		2	58	18	0.99	5.3	0.26	121				
461	2	2	65	19	0.95	7.6	0.3	130	28.7	0.52	124	
462	2	3	89	19	1.3	7.6	0.15	124	31.1	0.3	121	
463		3	80	19	1.17	4.3	0.11	110				
464		2	79	19	1.15	4.8	0.11	117	12.9	0.26	84	
465		3	63	19	0.92	4.4	0.29	121	10.2	0.78	84	

Kliesche, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 01.07.1993

504	2	2	160	25	1.09	4.9	0.44	128	43.5	0.61	144	0.2
505	2	4	125	24	0.96	4.3	1.92	130	81	0.46	208	0.14
506	2	4	180	26	1.02	4.9	0.18	4.9	34.7	0.27	95	0.15
507	2	4	200	27	1.07	5.3	0.86	120	41.7	0.52	124	
508	2	3	150	26	0.9	4.3	0.17	124	54.7	0.55	175	
509	2	3	100	23	0.82	4.4	143	109	27.2		136	0.12
510	2	4	125	24	0.96	4.8	0.17	141	24	0.72	159	0.16
511	2	3	90	22	0.85	6.4	0.15	107	51.5	0.46	179	0.17
512	2	3	95	23	0.78	3.9	0.18	141	8.2	0.42	81	0.14
513	2	4	110	22	1.03	3.4	0.13	117	96.1	0.46	162	0.16
514	2	4	105	22	0.99	4.2	0.18	116	12.1	0.55	98	0.15
515	2	4	125	25	0.85	3.8	0.26	98	47.5	0.95	133	0.15
516	2	4	110	24	0.85	3.8	0.22	132	14.8	0.52	125	0.28

517	2	4	130	25	0.88	4.1	0.15	129	37.7	0.51	114	0.18
518	1	4	120	24	0.92	4	0.3	148	10.2	0.47	60	0.24
519	2	4	120	23	0.99	3.6	0.11	97	8.2	0.33	74	0.13
520	2	4	140	25	0.9		0.24		18.3	0.58	143	0.14
521	2	5	135	25	0.86	4.8	0.08	116	18.6	0.13	93	0.08
522	2	4	135	26	0.77	5.6	0.11	134	26.2	0.86	118	
523	2	4	135	25	0.86	3.9	0.08	62	39.4	0.3	88	0.12
524	2	3	100	23	0.82	7.1	0.53	138	32.4	1.04	133	0.2
525	2	3	105	22	0.99	5.6	0.38	160	80.5	1.45	147	0.48
526	2	4	155	24	1.12	5.2	0.21	121	22.6	0.47	188	0.18
527	1	3	140	25	0.9	5.8	0.13	129	5.5	0.25	93	0.15
528	1	4	65	21	0.7	6.9	0.17	101	10.8	0.6	171	
529	2	3	145	26	0.82	4.2	0.24			1.26	133	
530	2	4	195	28	0.89	7.2	0.37	133	84	0.41	61	
531	2	4	210	29	0.86	5.9	0.25		58.2	0.89	105	
532	2	4	80	22	0.75	7.1	0.37	127	73.9	1.15	198	0.27
533	1	3	110	23	0.9	5.8	0.24	145	19.6	0.33	87	0.14
534	2	4	90	23	0.79	4.9	0.19	114	19.4	0.43	74	0.19
535	2	4	180	27	0.91	6.1	0.31	137	66.6	1.13	198	
536	2	3	145	24	1.05	6.7	0.29	142	19.5	0.56	154	0.13
537	2	5	190	28	0.87	5.7	0.2	126	56.8	0.9	178	
538	2	5	230	30	0.85	5.7	0.21	109	83.4	1	187	0.12
539	2	5	275	34	0.73	5.7	0.56	132	37.5	0.29	93	
540	2	4	210	29	0.86	6	0.31	120	23.3	0.86	131	
541	2	5	320	33	0.93	5.3	0.39		68.7	0.85	99	
542	2	7	420	37	0.86	7	0.58	135	49.2	2.4	170	
543	2	6	350	33	0.97	8	1.17	121	31.6	1.63	124	

Kliesche, Station: "Östlich Fehmarn", Zeit der Probenahme: 20.10.1992

27	2	4	250	28	1.14	4.1	0.48	126	16.7	0.45	47	0.26
28	2	3	245	29	1	4.8	0.21	116	25.9	0.46	54	0.26
29	1	3	190	27	0.97	4.6	0.32	93	13.3	0.67	49	0.23
30	1	4	165	25	1.06	4.3	0.18	151	15.2	0.48	50	0.18
31	1	3	148	25	0.95	5.2	0.27	95	10.2	0.67	34	0.41
32	2	3	165	25	1.12	4.4	0.16	129	17.8	0.16	55	0.11
33	2	3	155	25	1.05	4.9	0.2	110	29	0.49	54	0.19
34	2	3	170	25	1.09	3.7	0.13	119	29	0.15	41	0.07
35	2	3	190	26	1.08	4.2	0.36	171	12.6	0.4	52	0.14
36	2	3	160	25	1.02	6.8	0.25	147	29.6	0.37	59	0.09
37	2	3	160	23	1.32	3.6	0.18	93	13	0.26	48	0.13
38	1	3	135	23	1.11	5.2	0.27		28	0.21	49	0.12
39	2	3	170	24	1.23	3.6	0.13	111	7	0.27	40	0.11
40	2	3	160	24	1.16	4.1	0.12	151	14.6	0.15	38	0.07
41	2	3	145	23	1.19	5.7	0.11	151	25.6	0.11	36	0.08
42	2	3	160	25	1.02	4	0.11	140	10.8	0.36	48	0.19
43	2	3	130	23	1.14	4.4	0.15	148	37.4	0.23	47	0.17
44	2	3	135	23	1.11	4.5	0.16	130	19.2	0.22	44	0.09
45	2	3	135	23	1.19	5.1	0.08	106	12.5	0.15	57	0.07
46	1	3	135	24	1.04	4.8	0.13	174	7.4	0.35	47	0.1

47	3	70	18	1.2	5.7	0.43	43	
48	2	60	19	0.95	13	0.4	51	
49	3	110	22	1.11	18	0.18	53	0.07
50	3	80	21	0.93	17.5	0.2	76	
51	3	100	22	1.01	8.4	0.16	35	0.06
52	3	70	20	0.94	7.9	0.31	42	
53	3	90	20	1.13	9.9	0.15	51	0.054
54	3	115	22	1.16	13.7	0.1	39	0.053
55	2	105	21	1.13	5	0.23	37	0.063
56	3	75	19	1.09	7.4	0.35	42	0.063
57	3	70	19	1.02				0.03
58	2	65	19	1.03				0.063
59	3	45	17	0.92				0.063
60	3	60	17	1.22				0.08
61	3	55	18	1.03				0.09
62	2	35	15	1.04				0.054
63	2	30	15	0.89				0.06
64		20	14	0.81				0.06
65	2	40	15	1.19				0.05
66		45	16	1.1				0.07

Kliesche, Station: "Westlich Fehmarn", Zeit der Probenahme: 22.10.1992

108	2	4	298	30	1.16	6.3	0.28	120	22.4	0.42	82
109	2	4	343	30	1.34	5	0.26	106	40.3	0.39	115
110	2	4	418	33	1.16	5.9	0.35	105	27.2	0.37	117
111	2	5	378	32	1.21	7.7	0.3	81	51.1	0.37	107
112	2	5	359	32	1.15	6.2	0.42	117	17.2	0.83	72
113	1	4	305	30	1.19	4.9	0.19	104	20.9	0.74	90
114	2	4	277	28	1.26	6.4	0.38	99	20.1	0.37	69
115	2	4	246	27	1.25	5.6	0.26	105	6	0.42	53
116	2	4	317	31	1.06	5	0.36	97	14.3	0.65	82
117	2	3	336	29	1.38	6.5	0.3	152	31.3	0.39	69
118	2	4	268	28	1.22	6.5	0.32	158	17.8	0.38	64
119	2	4	292	28	1.33	7.4	0.19	137	22.7	0.22	
120	2	3	330	30	1.29	8.9	0.27	133	33.7	0.28	53
121	2	3	237	28	1.14	6.6	0.4	121	10.1	0.59	77
122	2	4	161	24	1.24	5.7	0.24	127	9.8	0.28	
123	1		212	26	1.21	5.6	0.19		7.1	0.41	
124		3	134	23	1.18	7.1	0.19	137	14.1	0.18	
125		3	147	23	1.21	6.4	0.11	106	8	0.1	
126		3	175	25	1.19	4.5	0.23	135	11.5	0.47	84
127		3	134	23	1.1	5.1	0.26	124	7.7	0.58	93
128		3	161	25	1.09	5.2	0.24	124	9.5	0.3	77
129		4	394	32	1.26	5.8	0.46	147	11.8	0.59	
130		3	268	28	1.22	5.2	0.18	152	9.6	0.3	
131		3	178	25	1.14	6.3	0.22	162	7.4	0.19	
132		3	114	21	1.23	8.2	0.36	138	35.2	0.38	
133		3	105	21	1.13	9.7	0.28	138	17.2	0.5	77

Kliesche, Station: Dorschmulde, Zeit der Probenahme: 23.10.1992

67	2	4	234	27	1.19	6.1	0.43	135	30.3	0.27	49	0.13
68	1	4	163	25	1.11	5.3	0.28	95	19.9	0.21	40	0.11
69	2	3	141	23	1.16	4.9	0.17	153	11.2	0.81	63	0.06
70	2	4	141	23	1.14	6	0.24	157	56.4	0.81	49	0.2
71	2	4	149	24	1.15	5.3	0.11	126	19.6	0.5	42	0.1
72		3	93	21	1	5.8	0.23	155	20.6	0.25	50	0.15
73			118	22	1.11	5	0.16	154	12.4	0.31	37	0.12
74		3	102	21	1.1	5.2	0.13	160	16.3	0.75	51	0.13
75		3	91	20	1.14	6	0.23	162	12.5	0.28	52	0.11
76		3	84	20	1.05	4.6	0.1	122	11.4	0.21	33	0.09
77		3	51	17	1.14	6.9	0.21	134	38.6	0.38	50	0.11
78	1	3	136	22	1.28	5.6	0.19	156	10.3	0.3	38	0.08
79	1	3	109	21	1.18	7	0.45	163	21.4	0.46	64	0.17
80	1	3	147	24	1.06	6.5	0.47	123	28.2	0.31	82	0.12
81	2	3	98	21	1.14	8.5	0.81	133	74.6	0.51	55	0.09
82	2	3	103	21	1.11	6.4	0.42	128	17.1	0.49	57	0.08
83	1	4	131	23	1.08	8.1	0.37	149	28.9	0.4	54	0.16
84	1	3	105	21	1.13	5.7	0.31	123	18.7	0.45	67	0.1
85		3	102	21	1.1	8.3	0.31	159	28.7	0.35	48	0.08
86		4	140	23	1.15	6.4	0.36	138	13.9	0.62	42	0.13
87		3	116	22	1.09	6.8	0.35	139	59	0.46	53	0.08
88		3	104	21	1.12	7.8		161	23.6	0.43	59	0.08
89		3	113	22	1.14	6.8	0.19	157	15.7	0.19		0.17
90		3	99	20	1.24	6.5	0.29	138	20.8	0.65	61	0.2
91	1	4	127	22	1.19	5.6	0.2	148	5.5	0.21	32	0.09
92	1	3	173	25	1.18	6.8	0.24	145	43.9	0.39	59	0.07
93	2	4	191	25	1.22	5.7	0.37	161	12.2	0.55	42	0.03
94	2	4	94	21	1.02	4.2	0.14	137	8.2	0.27	37	0.09
95	2	3	106	21	1.14	7.5	0.44	158	48.4	0.61	68	0.13
96	2	3	98	20	1.23	8.2	0.5	169	21.1	0.68	77	
97	2	3	64	18	1.1	8.7	0.29	175	17	0.17	57	
98	2	3	71	19	1.04	6.3	0.18	146	12.2	0.48	47	
99		3	105	21	1.22	8.7	0.24	171	17.8	0.48	71	
100		4	132	23	1.08	5.6	0.21	127	12.9	0.59	62	0.1
101		3	94	21	1.02	6.9	0.19	134	11.3	0.27	40	0.1
102		3	69	19	1.01	7.3	0.24	187	6.1	0.28	62	
103		3	60	19	0.95	11	0.15	97	11.3	0.25		
104		3	64	89	0.01	6.1	0.19	156	10.5	0.33		
105		3	45	17	1				15.2	0.57		
106		3	45	16	1.1				12.3	0.36		
107		2	34	16	0.91				9.3	0.48		

Kliesche, Station: Äußere Kieler Förde, Zeit der Probenahme: 23.10.1992

175	2	4	133	23	1.17	3	0.16		6	0.25	72	0.09
176	2	3	126	23	1.11	3.9	0.2	97	11.9	0.31	93	0.18
177	1	3	126	22	1.18	4.5	0.08	97	5.4	0.11	101	0.1
178		3	168	24	1.22	3.8	0.14	86	8.1	0.12	98	0.08
179	1	3	151	23	1.24	2.9	0.23	86	8.6	0.24	115	0.12

180	1	3	120	22	1.13	3.8	0.18	83	10.2	0.31	88	0.12
181		3	119	22	1.12	2.4	0.11	125	7.9	0.27	83	0.09
182	1	3	110	22	1.11	3.2	0.15	85	3.9	0.16	63	0.08
183	1	3	107	21	1.16	3	0.13	87	8	0.26	82	0.09
184	1	3	73	19	1.15				10.4	0.12	78	
185		3	153	23	1.34	4.1	0.12	92	8.6	0.12	67	0.12
186	1	3	110	21	1.19	2.7	0.14	91	3.7	0.11	58	0.17
187	1	3	86	20	1.16	2.8	0.12	105	4.6	0.25	65	
188		3	119	22	1.12	3	0.17	86	5.2	0.23		0.11
189		3	71	20	0.96	4.3	0.2	98	6	0.24	84	
190	1	3	101	21	1.09				6.4	0.24	106	0.09
191	1	3	85	20	1.06	3	0.13	98	4.7	0.19	124	
192		3	55	18	0.94	3.9	0.24	75	4.4	0.18	105	
193		4	486	33	1.35	9.4	0.23	144				
194		6	453	37	0.89	2.6	0.19	127	4.9	0.82	83	
195		3	232	28	1.12	3.4	0.35	94	8.6	0.28	111	
196		3	185	25	1.18	3.9	0.2	77	3.4	0.26	77	0.18
197		4	260	28	1.18	2.4	0.26	94	4	0.32	118	
198		3	245	28	1.18	3	0.17	94	6.1	0.24	99	
199	1	4	399	30	1.55	2.7	0.19	98	5	0.41	86	
200		4	256	28	1.17	4.3	0.23	117	15.7	0.34	148	
201		4	278	29	1.2	4.5	0.22	123		0.22	137	
202		3	212	26	1.21	5.2	0.25	133	15.3	0.43	118	
203	1	4	240	28	1.09	5.7	0.43	137	11.7	0.5	71	
204		3	210	27	1.13	3.7	0.2	109	5.6	0.18	63	
205		3	193	26	1.16	5.4	0.15	68	3.8	0.21	63	
206		3	124	21	1.44	4.3	0.13		2.6	0.11	65	
207		3	160	24	1.16	5.1	0.3	112	4.4	0.23	68	
208	2	3	209	26	1.26	4.8	0.21	81	4.5	0.15	92	
209	1	3	207	26	1.18	4.9	0.35	152	8.9	0.15	39	
210		3	139	23	1.14	4	0.17	111	3.8	0.36	41	
211		3	136	22	1.28	5	0.11		5.9	0.18	35	
212		3	147	23	1.29	4.6	0.17	90	9.4	0.19	52	
213		3	127	23	1.04	4.9	0.32	67	12.9	0.55	62	
214		3	92	21	0.99	9.1	0.24	75	7.7	0.24	58	
215		3	154	23	1.27	6	0.21	70	4.7	0.15	57	
216		3	124	22	1.25	4.7	0.15	86	3.1	0.22	60	
217		3	114	22	1.07	5.9	0.3	73		0.37	83	
218		3	98	20	1.23	3.1	0.13	91	3.8	0.17	69	
219		3	98	20	1.23	4.7	0.18	84	6.8	0.17	103	
220		3	94	20	1.18	4.4	0.12	85	3.1	0.11	52	
221		3	60	19	0.95		0.26	107	3.6	0.17	57	
222		3	97	21	1.13	3.6	0.13	71	2.9	0.12	39	
223		3	72	19	1.05	5.1	0.23	78	3.1	0.29	62	
224		3	72	18	1.23	6.7	0.24		6.3	0.18	111	
225		3	93	20	1.16	4.6	0.13	71	2	0.1	40	
226		4	77	20	1.04	3.1	0.13	68	3.1	0.12	62	
227		3	75	19	1.18	3.3	0.15	80	1.5	0.16	32	
228		3	69	18	1.18	4	0.2	69	7	0.36	57	

Kliesche, Station: "Nördlich Rügen", Zeit der Probenahme: 26.02.1993

315	1	3	136	23	1.12	4.6	0.41	137	27.6	0.85	108
316	2	3	181	25	1.23	4.3	0.38	150	25.9	0.35	144
317	2	3	212	26	1.21	3.7	0.09	107	15.4	0.15	153
318	2	3	109	22	1.1	4.6	0.28	106	37.4	0.38	199
319	1	3	126	23	1.04	3.8	0.28	107	33.3	1.28	199
320	1	3	128	24	0.93	3.8	0.24	95	6	0.47	106
321	2	4	214	26	1.22	4.9	0.32	100	19.8	0.13	185
322	1	3	130	23	1.07	4.3	0.21	113	13.4	0.5	67
323	2	3	219	26	1.32	5.1	0.24	141	13.7	0.27	141
324	1	3	141	24	1.02	3.7	0.18	95	11.7	0.86	95
325	2	3	196	25	1.25	5.4	0.58	108	60	0.49	238
326	2	3	135	24	1.04	4.6	0.17	152	26.2	0.46	145
327	2	4	206	26	1.17	3.6	0.14	101	13.4	0.3	114
328	1	3	181	25	1.16	6.4	0.13	121	9.3	0.28	85
329	1	3	156	25	1	5	0.58	115	40.6	0.64	83
330	1	3	166	26	1	4.4	0.19	142	25.5	0.45	97
331	2	3	193	25	1.24	5.3	0.35		17.5	0.42	182
332	2	3	180	24	1.3	4.1	0.11	227	26.3	0.15	189
333	1	3	139	24	1.01	4.3	0.26	122	7.6	0.29	52
334	2	3	250	26	1.42	4	0.18	103	11.7	0.18	149
335	2	3	194	26	1.1	4.6	0.27	184	19.2	0.22	111
336	2	3	191	24	1.38	4.9	0.26	142	39.3	0.29	185
337	2	4	269	29	1.1	4.7	0.22	107	13.5	0.27	102
338	2	3	164	24	1.19	4.2	0.25	123	12.8	0.2	64
339	2	3	170	25	1.09	4.1	0.09	132		0.14	50
340	2	3	177	23	1.45	4.8	0.29	148	4.7	0.06	
341	1	3	134	23	1.1	4.3	0.33	109	16.9	0.36	53
342	1	4	169	25	1.08	4.2	0.38	122	5.4	0.38	118
343	2	3	320	29	1.31	4.9	0.38	137	44.7	0.4	173
344	2	3	170	24	1.23	4.8	0.55	120	42.4	0.66	132
345	2	3	139	24	1.01	4.1	0.16	122	9.1	0.53	82
346	1	4	124	28	0.6	4.4	0.62	119	13.8	0.54	44
347	2	3	217	26	1.23	3.9	0.26	109	18.9	0.55	148
348	2	3	202	25	1.29	4.3	0.29	121	28.4	0.54	177
349	2	3	236	27	1.2	4.3	0.26	121	20.4	0.32	119
350	2	3	189	26	1.14	4.7	0.7	114	24.3	0.35	140
351	2	3	163	24	1.18	4.8	0.29	126	37	0.37	140
352	2	3	191	25	1.22	4.7	0.34	152	34.4	0.43	267
353	2	3	242	27	1.23	6.3	0.33	133	31.3	0.35	223
354	1	3	207	27	1.11	4.7	0.46	102	14.1	0.29	68
355		3	183	26	1.1	5.2	0.4	129	24.2	0.39	154
356		3	111	21	1.29	5.1	0.23	132	8.3	0.31	118
357		3	173	25	1.11	4.6	0.29	116	16.8	0.35	139
358	2	3	141	24	1.02	4.6	0.29	133	5.7	0.37	43
359	2	3	134	23	1.18	4.7	0.16	132	17.8	0.18	110
360	2	3	113	22	1.06	5.8	0.65	119	58	0.7	88
361	1	3	123	23	1.08	4.7	0.28	114	23.6	0.48	108
362	1	3	135	23	1.11	4.3	0.17	102	12.8	0.43	92

363	2	3	196	25	1.33	4	0.29	97	23.9	0.26	147
364	2	3	147	23	1.21	5.4	0.45	121	24.1	0.49	157
365	2	3	93	21	1.08	4.1	0.25	113	28.2	0.59	54
366	1	4	97	21	1.05	4.4	0.25	145	13.2	0.53	49
367	2	3	124	22	1.25	4.2	0.38	155	26.9	0.52	178
368	1	3	72	19	1.05	4.6	0.54	131	14.1	0.46	53
369	2	3	177	25	1.13	4.9	0.24	127	35.8	0.27	137
370	2	3	171	26	1.03	4.7	0.12	107	15.5	0.23	107
371	2	3	138	22	1.3	4.3	0.44	120	18.1	0.48	110
372	1	3	133	23	1.09	4.2	0.43	120	20.4	0.86	104
373	2	3	150	25	1.02	5.1	0.32	116	42.5	0.45	181
374	2	3	116	22	1.17	4.9	0.22	124	64.9	0.44	142
375	1	3	142	24	1.03	4.3	0.2	109	13.6	0.57	112
376	2	3	154	24	1.11	5	0.16	163	6.4	0.14	49
377	2	3	142	24	1.03	4.9	0.12	94	14.2	0.1	85
378	1	3	97	22	0.91	5.4	0.12	100	11.4	0.24	60
379	2	3	178	25	1.14	4.6	0.26	92	24.8	0.19	153
380	2	4	331	32	1.01	4	0.66	91	28.8	0.91	176
381	2	4	291	31	0.98	4.2	0.24	105	5.4	0.31	68
382	2	3	199	27	1.07	4.5	0.24	132	50.7	0.47	131
383	2	3	318	30	1.18	4.7	0.57	127	52	0.43	211
384	2	3	209	26	1.19	4.7	0.45	108	33.3	0.47	171
385	2	3	150	25	1.02	4.8	0.28	123	18.9	0.29	135
386	2	3	275	28	1.32	6.7	0.16	125	49.9	0.31	171
387	2	4	243	27	1.23	5.2	0.32	89	48.5	0.28	207
388	2	3	162	25	1.1	5.8	0.27	130	24.6	0.29	167
389	2	3	186	26	1.06	5.2	0.39	135	50.2	0.57	176
390	1	3	185	26	1.12	4.7	0.23	124	68.8	0.48	213
391	2	3	171	26	0.97	5.1	0.32	118	12	0.33	59
392	2	3	178	25	1.21	4.8	0.11	113	12.1	0.15	124
393	2	3	159	24	1.15	4.8	0.38	112	31	0.65	162
394	2	3	210	27	1.07	6.1	0.21	122	7.1	0.17	120
395	2	3	186	26	1.06	5.2	0.22	111	16	0.47	137
396	2	3	155	24	1.12	4.6	0.25	104	12.4	0.33	111
397	2	3	115	22	1.08	4.5	0.19	53			
398	2	3	176	24	1.27	4.2	0.32	123	22.5	0.32	175
399	2	4	302	28	1.38	5.5	0.12	118	30.4	0.17	143
400	2	4	345	32	1.1	4.3	0.25	130	4.1	0.3	114

Kliesche, Station: Schleimünde, Zeit der Probenahme: 29.05.1993

466	2	3	88	19	1.28	5.2	0.41	92	41.6	0.24	122	0.15
467	1	3	77	19	1.12	6	0.27	149	15.2	0.64	102	0.09
468	2	3	111	21	1.2	4.7	0.11	145	19.6	0.23	131	0.15
469	1	3	81	20	1.01	5.3	0.29	151	17	0.75	125	0.12
470	1	3	89	20	1.11	4.3	0.24	150	10.4	0.77	105	0.17
471	1	3	84	20	1.05	4.9	0.22	155	11.7	0.61	113	0.17
472	2	3	124	22	1.25	5.4	0.2	151	62.6	0.44	147	0.24
473	1	3	97	21	1.05	4.9	0.14	153	11.3	0.4	114	0.12
474	2	3	122	22	1.23	5.7	0.36		23.3	0.47	123	0.25
475	1	3	90	20	1.13	5.4	0.21	163	11	0.87	121	0.13

476	2	3	127	22	1.28	3.9	0.06	139	29.7	0.2	119	0.16
477	2	3	112	21	1.21	4.6	0.15	138	8.3	0.3	118	0.11
478	2	3	126	21	1.36	4.6	0.21	102	14.7	0.31	113	0.19
479	2	4	126	22	1.18	5.4	0.38	136	31.9	0.37	126	0.13
480	1	3	91	20	1.14	4.3	0.23	151	9.3	0.67		0.19
481	2	3	124	22	1.16	5	0.36	152	39.5	0.67	147	0.25
482	1	3	121	22	1.14	4.7	0.16	155	12.5	0.61		0.12
483	2	3	80	19	1.17	6	0.11	138	11.8	0.31	106	0.09
484	2	3	190	25	1.22	5.3	0.18	151	23.5	0.37	121	0.15
485	2	3	209	27	1.12	5.4	0.17	148	10.9	0.21	117	
486	2	3	224	28	1.08	6.7	0.24	143	74.9	0.26	134	0.19
487	2	3	263	28	1.26	5.6	0.19	140	33.7	0.29	140	
488	2	3	184	24	1.33	5.4	0.16	129	31.1	0.31	132	0.12
489	2	4	191	25	1.22	4.8	0.2	155	37.9	0.49	155	0.15
490	2	3	247	27	1.25	6	0.23	154	41.9	0.38	138	
491	2	3	225	26	1.28	5.2	0.37	149	7.3	0.24	113	
492	2	4	167	24	1.21	4.9	0.23	135	12.8	0.45	134	0.12
493	1	4	150	25	0.96	7	0.27	144	24.8	0.7	100	0.27
494	2	3	222	26	1.34	4.2	0.3	84	25.5	0.4	127	
495	2	3	201	25	1.29	6.6	0.24	142	50.3	0.35	124	0.21
496	2	4	185	25	1.18	2.6	0.16		65.6	0.32	203	0.35
497	2	3	183	25	1.17	6.7	0.24	152	48.5	0.51	123	0.17
498	2	3	194	25	1.24	5.3	0.41	149	24.9	0.63		0.23
499	2	3	189	25	1.21	5.4	0.14	136	18.6	0.23		0.11
500	2	4	154	24	1.19	5.2	0.21	186	16.3	0.33	197	0.1
501	1	3	124	23	1.02	5.8	0.23	128	39.1	0.61	133	0.15
502	1	3	119	22	1.12	5.1	0.2	154	12.1	0.54	70	0.15
503	2	4	354	30	1.31	5	0.17	119	31	0.48	135	0.23

Flunder, Station:Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 10.02.1992

1	2	4	570	33	1.59	6.5	0.1	177	44	0.29	108	
2	1	6	1200	44	1.41	7.6	0.28	311	52	0.23	125	0.3
3	2	5	470	41	0.68	7.8	0.27	136				0.82
4	2	5	1140	42	1.54	7.3	0.22	164	57	0.26	108	0.3
5	1	3	934	37	1.84	5.8	0.2	135	51	0.17	144	0.46
6	2	3	574	33	1.60	10.7	0.19	252	63	0.18	123	0.3
7	1	3	259	28	1.18	7.6	0.24	174	30	0.27	86	
8	2	3	500	32	1.53	7.3	0.35	200	51	0.43	125	0.14
9	1	3	261	29	1.07	4.6	0.05	144	30	0.15	118	0.68

Flunder, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 18.02.1993

137	2	5	488	33	1.36	6.5	1.06	146	141	6.03	238	0.26
138	1	4	372	32.5	1.08	5.3	0.46	179	55.9	0.88	138	0.26
139	2	5	505	33	1.41		0.38	124	252	2.83	242	0.56
140	2	5	610	32	1.86	14.2	1.08	150	67	0.55	174	0.07
141	1	4	252	27	1.28	6.8	0.29	155	78	0.31	174	0.07
142	1	3	175	25	1.12	5.3	0.12	86	55.5	0.13	158	0.15
143	1	3	148	24	1.07	5.4	0.07	145	92	3.02	174	0.13

Flunder, Station: Lübecker Bucht, Zeit der Probenahme: 21.10.1992

19	0	4	240	27	1.22	5.8	0.13	239	47	0.34	142	0.12
20	2	3	270	28	1.23	5.2	0.16	258	55	0.3	162	0.15
21	2	4	260	28	1.18	5.4	0.16	176	36	0.09	131	0.09
22	2	4	280	27.5	1.35	5.1	0.12	224	74	0.18	222	0.07
23	1	4	280	27.5	1.35	4.6	0.14	217	75	0.23	212	0.09
24	1	3	260	28	1.18	5	0.26	218	75	0.31	144	0.13
25	2	4	380	30	1.41	5	0.31	177	66	0.29	182	0.13
26	1	4	300	31	1.01	3.1	0.43	162	56	1.87	109	0.74
27	1	4	350	30	1.30	5.6	0.32	189	65	0.49	112	0.08
28	2	5	520	34	1.32	5.4	0.76	280	36	1.01	179	0.31
29	2	4	580	35.5	1.30	5.6	0.74	275				0.2

Flunder, Station: "Östlich Fehmarn", Zeit der Probenahme: 21.10.1992

30	2	5	550	34	1.40	5.5	0.06	263	55	0.13	194	0.11
31	2	4	410	31	1.38	5.2	0.13	165	41	0.24	147	0.1
32	1	3	250	27	1.27	5.2	0.26	103	25	0.2	138	0.16

Flunder, Station: Schleimünde, Zeit der Probenahme: 23.10.1992

33	2	3	520	32.5	1.51	5.8	0.26	106	35	0.17	136	0.33
34	1	4	450	35.5	1.01	5.4	0.25	132	66	0.22	186	0.13
35	2	4	350	29.5	1.36	4.9	0.23	101	22	0.57	169	0.19
36	1	4	400	30	1.48	5.5	0.14	135	67	0.21	171	0.11
37	1	4	425	31.5	1.36	5.2	0.4	142	26	0.44	87	0.19
38	2	3	320	28	1.46	5.3	0.19	161	38	0.16	187	0.08
39	1	3	270	29	1.11	4.6	0.59	195	43	0.19	149	0.37
40	2	4	270	30	1.00	5.7	0.59	170	37	0.26	144	0.11
41	2	4	360	31	1.21	5.6	0.31	174	75	0.55	148	0.14
42	2		220	27	1.12	5.2	0.05	130	12	0.16	148	0.11
43	2		210	27	1.07	5.2	0.1	134	9	0.18	160	0.11

Flunder, Station: Warnemünde, Zeit der Probenahme: 20.10.1992

10	1	4	300	28	1.37	6	0.47	213	59	0.61	182	0.18
11	1	4	250	28	1.14	5.2	0.31	278	60	1.06	189	0.17
12	2	4	300	30	1.11	4.2	0.55	267	87	1.2	243	0.74
13	2	4	400	32	1.22	5.1	1.45	270	89	1.9	210	0.27
14	2	4	400	32.5	1.17	5	0.37	208	53	0.32	165	0.18
15	2	4	370	31.5	1.18	5.9	0.58	205	67	0.54	147	0.21
16	2	4	410	32	1.25	5.1	0.66	237	90	0.43	226	0.21
17	2	5	630	36.5	1.30	5.8	0.9	372				0.38
18	1	5	690	37	1.36	5.4	0.97	296				0.32

Flunder, Station: "Nördlich Rügen", Zeit der Probenahme: 26.02.1993

44	1	2	101	21.5	1.02	9.4	0.21	161	212	1.38	188	0.12
45	1	4	143	22.5	1.26	8.7	0.71	209	140	3.84	177	0.65
46	1		135	22	1.27	5.7	0.17	167	129	0.68	171	0.7
47	1	3	220	27	1.12	6.5	0.74	124	113	2.55	192	0.81
48	2	3	257	27	1.31	7	0.79	149	189	1.72	281	0.94
49	1	3	195	26.5	1.05	7.6	0.89	130	143	1.3	184	0.42
50	1	3	178	24	1.29	6.4	0.75	127	103	1.41	172	0.27
51	1	4	166	24	1.20	6	0.59	160	149	2	254	0.25
52	1	3	151	24	1.09	4.6	0.25	166	65	2.34	200	0.27
53	2	3	198	25	1.27	6	0.33	216	109	1.09	217	0.25

54	1	3	174	25	1.11	3.7	0.32	122	112	2.23	157	0.21
55	1	3	145	24	1.05	5	0.26	151	131	1.72	204	0.24
56	1	4	122	22.5	1.07	6.2	0.13	129	47.9	1.04	186	0.07
57	2	4	176	24	1.27	6.2	0.24	154	113	0.6	246	0.24
58	2	4	181	25	1.16	4	0.19	133	39	0.72	150	0.27
59	1	4	127	22.5	1.11	5.6		145	68	0.55	147	0.08
60	1	3	191	26	1.09	6.7	0.89	175	133	2.89	147	0.18
61	1	4	136	23	1.12	5.9	0.16	145	79	0.89	200	0.23
62	1	4	171	24.5	1.16	7.2	0.49	184	86	1.64	135	0.27
63	1	3	132	23	1.08	5	0.77	182	85	1.71	128	0.23
64	1	2	93	20	1.16	6.5	0.12	158	70.8	0.5	165	0.2
65	1	3	173	25	1.11	7.2	0.32	144	138	1	255	0.25
66	1	4	141	23	1.16	5.4	0.33	167	156	2.99	176	0.15
67	2	5	415	33	1.15	5	0.59	147	76	2.61	142	0.52
68	2	4	232	27	1.18	6.5	0.49		117	1.65	192	0.19
69		4	338	31	1.13	7.1	0.53	151	94	1.55	129	0.43
70	2	4	411	30	1.52	11.7	0.54	176	116	1.07	167	0.44
71	1	4	589	36	1.26	4	0.2	139	84	1.11	169	0.35
72	2	5	545	34	1.39	6	0.63	188	85	0.8	166	0.31
73	2	5	577	36	1.24	4.2	1.2	113	93	4.01	229	0.6
74	2	4	414	34	1.05	9.4	0.91	173		2.61	266	1.72
75	2	4	453	32.5	1.32	5	0.68	96	179	2.46	231	0.22
76	2	5	316	29.5	1.23	5.7	0.86	103	182	3.57	295	0.33
77	2	5	420	31	1.41	6.5	0.7	116	199	1.8	261	0.21
78	2	6	408	32	1.25	5	0.21	180	144	1.87	97	0.58
79	1	6	393	33	1.09	5.1	1.05	149	77.8	0.35	130	0.69
80	2	5	358	31	1.20	6.9	0.76	158	67	2.3	261	0.42
81	2	4	305	25.5	1.84	5.4	0.43	179	116	1.36	146	0.15
82	2	5	340	29.5	1.32	5.9	0.37	186	142	1.33	212	0.13
83	1	5	285	30	1.06	4.6	0.45	187	181	2.26	247	0.69
84	2	5	377	31.5	1.21	6	1.39	118	139	3.89	277	0.64
85	1	4	274	29	1.12	5.4	0.37	151	149	1.07	156	0.2
86	2	5	374	32	1.14	5.6	0.75	168	139	2.9	259	0.35
87	1	5	255	26	1.45	8.2	0.34	179	115	1.98	200	0.76
88	2	4	302	28	1.38	6.5	0.81	201	126	2.36	230	0.53
89	2	4	407	31	1.37	6.5	0.63	183	92.3	0.62	170	0.56
90	1	3	227	27	1.15	6.4	0.08	195	76	0.36	204	0.19
91	1	3	321	28.5	1.39	5.3	0.91	171	104	3.04	254	1.14
92	1	3	86	19	1.25	4.8	0.09	153	104	0.43	203	0.21
93	2	4	255	30	0.94	4.2	1.25	212	114	3.51	114	0.07
94	1	2	133	23	1.09	4.8	0.88	234	142	2.88	227	0.14
95	1	3	210	26	1.19	6.4	0.47	180	168	1.38	291	0.28
96	2	4	168	26	0.96	3.7	0.23	185	67.6	1.15	200	0.75
97	1	4	218	26.5	1.17	5.2	0.27	138	67.2	0.81	187	0.15
98	1	4	331	30	1.23	7.6	0.66	142	184	2.39	272	0.36
99	2	3	133	23	1.09	6.5	0.18	157	159	1.79	291	0.41
100	1	3	227	27.5	1.09				126	1.04	227	0.74
101	1	4	298	29	1.22				116	3.53	160	0.31
102	1	2	126	23	1.04	4.9	0.51	173	106	2.04	372	0.13
103	2	5	566	35	1.32	6.8	1.03	141	111	2.91	205	0.25
104	1	5	438	33	1.22	4.6	0.62	180	50	1.09	253	0.65
105	2	5	658	37	1.30	4.6	0.87	183	87.1	1.56	168	0.65
106	2	5	422	31	1.42	5.2	0.81	168	120	2.84	208	0.41
107	2	4	358	31	1.20				101	2.89	178	0.52

108	2	5	502	34	1.28	6.6	0.37	205	85.4	1.36	212	0.52
109	2	4	575	33	1.60				109	0.42	211	0.88
110	2	4	418	31	1.40	5.7	0.19	216	56	0.48	224	0.25
111	1	3	180	25	1.15				102	1.27	164	0.21
112	1	3	240	28	1.09	5	0.58	148	104	3.01	286	0.27
113	1	4	355	31	1.19	5	0.97	132	145	3.7	242	1.26
114	2	4	195	25.5	1.18				187	3.49	311	0.35
115	1	4	121	21.5	1.22	5.9	0.28	141	124	1.63	243	0.17
116	1	3	84	19	1.22	5.5	0.37	194	117	0.98	166	0.22
117	1	4	262	30.5	0.92	7.8	0.42	140	106	1.87	286	
118	2	4	421	33	1.17	7.3	0.56	175	137	1.72	207	
119	1	4	254	28.5	1.10	5.7	0.41	206	91.4	2.71	157	
120	2	4	332	29	1.36	7.3	0.67	115	76.6	2.34	91	
121	1	5	271	29	1.11	6.4	0.91	119	93	1.94	110	
122	1	4	230	28	1.05	5.1	0.43	208	90.5	2.05	184	
123	1	4	217	27	1.10	6.3	0.56	206	78.1	2.09	277	
124	1	4	192	26.5	1.03	4.8	0.22	153	122	1.23	207	
125	1	5	342	31	1.15	6.4	0.85	119	113	4.22	190	
126	2	4	310	29	1.27	7.8	1.1	141	131	3.3	257	
127	2	5	365	30	1.35	6.6	0.76	210	162	2.18	249	
128	1	5	375	31.5	1.20	5.3	0.42	125	141	1.1	220	
129	2	4	484	34.5	1.18	4.3	0.86	148	143	1.79	160	
130	1	4	183	25.5	1.10	5.7	0.24	196	59.7	0.93	261	
131	2	6	754	38.5	1.32	5.8	0.55	160	210	1.49	187	0.5
132	2	5	631	36	1.35	5.3	0.65	150	159	3.31	149	0.95
133	2	7	1081	42	1.46	7.8	1.89	151	106	5.97	193	0.93
134	2	6	1209	45	1.33	6.5	1.8	114	66.7	5.73	222	0.34

Hering, Station: Lübecker Bucht, Zeit der Probenahme: 11.11.1991

1	1	211	28	0.96	1.17	1.83	90					0.19
2	2	192	27.5	0.92	0.99	1.71	90	14.9	0.81	88		0.07
3	2	204	27	1.04	1.27	1.84		39	0.92	130		0.08
4	2	201	28	0.92				17.8	0.71	157		0.05
5	1	182	27	0.92	1.02	0.67	49		0.33			0.03
6	1	195	27	0.99	1.3	0.55	46		0.44			0.04
7	1	193	27	0.98	1.7	0.93	56		0.82			
8	2	172	26	0.98	2.8	1.02	86	12.6	0.32	47		0.03
9	1	195	27.5	0.94	2.03	1.02	105		0.72			0.03
10	1	199	28	0.91	1.38	0.8	66		0.67			
11	2	206	30	0.76	3.06	1.9	60		0.77			0.2
12	1	168	26	0.96				13.8	1.45	59		0.04
13	1	248	28	1.13	1.87	0.69	29		0.6			0.09
14	2	188	27	0.96	1.06	0.61	31	17.5	0.62	38		0.1
15	1	194	27.5	0.93	1.2	0.29	21					0.06
16	2	186	26.5	1				27.9	0.74	32		
17	2	188	27	0.96	1.3	0.32	27.8		0.15			0.05
18	2	170	26.5	0.91		0.16		14.8	0.99	41		0.07
19	2	207	27.5	1	1.5	0.3	27.1	18.1	0.51	136		
20	2	179	27	0.91	1	0.35	24		0.19			0.03
21	0	53	20	0.66					0.43			0.05
22	0	46	18.5	0.73				10.9	0.53	69		0.05
23	0	58	21	0.63					0.68			
24	0	38	18	0.65					0.2			0.06

25	0	43	18.5	0.68			0.24		0.06
26	0	51	19.5	0.69	0.24		0.32		0.06
27	0	42	18.5	0.66		15	0.45	33	0.06
28	0	30	16.5	0.67					
29	0	38	18	0.65					0.03
30	0	33	17.5	0.62					0.11

Hering, Station: Dorschmulde, Zeit der Probenahme: 22.10.1992

31	1	4	77	22	0.72	3	2.25	59				
32		3	41	18	0.7	3	1.2	75	7.7	0.49	68	
33		3	48	19	0.7				13.9	1.76	88	
34		2	40	17.5	0.75	3.1	1.05	58	8.4	0.7	77	0.044
35		2	32	16.5	0.71	4	1.12	56	11.8	0.8	102	0.076
36		2	38	18	0.65	4.1	0.67	61	12.1	0.68	96	0.054
37		2	45	18.5	0.71				11.3	0.29	97	0.085
38		2	38	18	0.65	2.4	0.59	47	7.1	0.39		0.066
39		2	38	17.5	0.71	2.7	0.53	58	7	0.35	74	0.056
40		2	34	17.5	0.63				9.6	0.35	94	0.073
41		3	30	16.5	0.67							
42		2	40	17.5	0.75							0.04
43		2	30	16	0.73				7.4	0.52	93	0.04
44		2	46	18.5	0.73				7.9	0.37	117	0.054
45		2	32	16.5	0.71							0.054
46			34	16.5	0.76				7.8	0.16	87	0.088
47		2	22	13.5	0.89							0.053
48		2	30	16	0.73							
49		2	27	16	0.66							
50		2	28	15.5	0.75							
51		2	29	16	0.71							
52		2	32	16	0.78							
53		2	37	17	0.75	3.1	1	58	11	0.99	95	
54		2	32	16	0.78	3.7	0.13	53	8.7	0.23	93	
55		2	30	15.5	0.81	2.9	0.85	44	10.8		67	
56		2	32	17	0.65	3.7	1.02	59	12.3	0.74	96	
57		2	29	16	0.71	2.6	0.8	45	9.6	0.53	87	
58		2	28	16	0.68	3.6	0.96	56	8.6	0.32	67	
59		2	32	17	0.65	4.8	1.03	67	11.7	0.42	94	
60		1	20	14	0.73	4.1	0.62	81				
61		1	22	14.5	0.72	4.2	0.76	119	8.1	0.23	90	

Hering, Station: "Östlich Fehmarn", Zeit der Probenahme: 21.10.1992

62		2	57	20.5	0.66	2.93	1.13	46	7.31	0.79	48	0.11
63		2	38	17.5	0.71	4.16	1.45	78	11.2	0.63	87	0.052
64		2	38	18	0.65	3.39	1.43	59	10.3	0.87	101	0.066
65		2	41	17.5	0.77	1.97	0.54	31	9.55	0.5	81	0.053
66		2	30	16	0.73	2.38	0.95	50	8.41	0.51	74	0.053
67		2	39	17	0.79		1.1	62	11.3	0.63	96	0.052
68		2	46	18.5	0.73	2.15	0.92	37	11.1	0.92	102	0.06
69		3	42	20	0.53	2.81	2.14	84	14.2	1.83	108	
70		2	35	17	0.71	3.52	0.63	53	9.84	0.51	81	0.062
71		1	33	16	0.81	2.41	0.67	46	11.4	0.5	69	
72		1	37	15.5	0.99	3.61	0.93	79	10.3	0.52	74	
73		1	29	16	0.71	3.5	0.61	50	8.04	0.37	66	
74		1	26	15	0.77	4.44	0.84	58	7.71	0.25	66	

Hering, Station: Bornholm Becken, Zeit der Probenahme: 11.07.1992

75	2	3	65	21	0.7	4.8	5.23	78	17.7	1.26	112	
76	1	3	63	21	0.68	4.9	3.14	84	24.7	1.03	76	0.07
77	2	3	72	21.5	0.72	3.4	2.54	44	26.6	1.04	134	0.07
78	2	4	78	23	0.64	3	2.02	38	30.5	2.76	166	0.06
79	2	6	86	23.5	0.66	3	2.15	45	15.3	1.8	117	0.12
80	2	3	83	22.5	0.73	4.8	2.17	66	22.7	1.43	135	0.08
81	2	4	72	21.5	0.72	2.1	0.57	31	11.7	0.8	97	0.12
82	2	4	84	22	0.79	2	0.94	35	6.1	1.11	117	0.07
83	2	5	96	23.5	0.74	3.6	1.46	55	17.4	3.18	123	0.12
84	2	5	103	25	0.66	2.7	2.01	50	7.7	1.29	142	0.06
85	2	5	104	24.5	0.71	3.8	2.61	58	13.2	1.98	99	0.08
86	1	6	87	24.5	0.59	3.9	2.85	59	10.1	2.26	125	0.1
87	2	4	90	24	0.65	4.4	2.33	60	9.1	1.57		0.1
88	2	5	115	25	0.74	4	1.86	56	3.4	0.98	143	0.11
89		4	99	25	0.63	1.7	1.37	42	11.4		73	0.054
90		4	82	23	0.67	3	2.02	62	8.6	1.18	136	0.11
91		5	82	23.5	0.63	3.6	1.82	53	7	0.9	145	0.131
92		5	67	22	0.63	5.8	1.32	73	6.2	3.53	167	0.08
93		4	76	22	0.71	3.8	1.51	75	15.9	1.89	147	0.075
94		4	99	24.5	0.67	2.8	1.56	56	2.6	1.02	136	0.16
95		3	52	20	0.65				15.6		96	0.12
96		4	48	19	0.7	2.92	1.62	53	13.5	1.26	89	0.034
97		3	42	18	0.72	3.22	0.94	44	11.5	1.03	80	0.03
98		3	46	19	0.67	4.26	1.21	66	13.5	1.04	111	0.03
99		3	49	17.5	0.91	6.25	2.1	60	20.9	1.72	98	0.06
100		2	50	19	0.73	3.83	1.06	66	12.5	0.74	82	0.02
101		4	47	19	0.69	3.91	1.73	67	13.9	1.25	91	0.06
102		4	43	17.5	0.8	4.06	1.32	54	11.8	1.07	67	0.07
103		2	30	15.5	0.81	5.38	0.73	78	7.5	0.42	86	0.02
104		2	32	16	0.78	3.09	0.58	37	8.1	0.49	65	0.03
105		2	34	16	0.83	2.77	0.4	44	10.4	0.64		0.013
106		3	40	18	0.69	4.69	1.22		14.6	0.98	107	0.023
107		3	44	18.5	0.69	3.83	0.75	71	9.5	1.02	72	0.026
108		3	46	18.5	0.73	4.62	0.95	45	12.9	1.06	102	0.021
109		3	27	15.5	0.73	5.27	1.14	154	8.5	0.95	77	0.029
110		2	35	16.5	0.78	4.25	0.74	34	7.8	0.54	90	0.011
111		1	31	16	0.76	3.24	0.43	122	6.8	0.51	76	0.016
112		2	29	16	0.71	2.87	0.52	155	8.8	0.44	70	0.012
113		2	39	17.5	0.73	2.96	0.37	41	8.3	0.41	73	0.007
114		2	30	16	0.73	4.73	0.66	66	8.7	0.49	90	0.015
115		1	37	17	0.75	4.08	0.42	63	6.7	0.38	62	0.019
116		2	46	18.5	0.73	3.58	0.94	49	9.8	0.84	78	0.034
117		3	49	19	0.71	4.14	1.05	55	12	1.23	98	0.044
118		2	42	18	0.72	1.95	0.29	37	7.6	0.47	70	0.022
119		3	44	18.5	0.69	3.01	0.66	44	10.1	1.05	99	0.038

Hering, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 18.02.1993

120	1	28	16	0.68	4.9	1.82	111	22.3	0.54	136	
121	2	37	18	0.63	5	2.04	91	15.4	0.9	141	0.09
122	2	37	19	0.54	3.6	1.21	96	11.8	0.84	101	0.08
123	3	49	20	0.61	4.2	1.87	89	17.7	0.95	98	0.08
124	2	38	18	0.65	4.1	0.62	78	11.1	0.41	116	0.1
125	2	40	19	0.58							0.08
126	2	35	18	0.6	4.4	1.22	99	10.8	0.5	116	0.07
127	2	37	18	0.63	4.3	1.48	91	11.8	0.93	70	0.07
128	2	31	17	0.63	3.2	1.06	71	12.3	0.88	77	0.09
129	1	20	15	0.59	4.3	1.03	88	13.4	0.61	67	
130	2	28	16.5	0.62	4.5	3.05	73	13.4	0.51	88	
131		32	17	0.65	4.2	0.88	80	9	0.28	80	0.07
132		35	17.5	0.65	3.8	0.85	76	10.4	0.65	91	
133	2	37	18.5	0.58	5.8	2.31	85	16.3	1.31	94	0.08
134	2	45	19.5	0.61	3.8	1.4	73	12.7	0.79	95	0.07
135	3	68	21	0.73	5.3	1.47	59	15.1	1.48	106	0.11
136	3	57	21	0.62	3.3	2.16	61	11.5	1.71	93	0.07
137	3	86	23	0.71	2.7	0.81	67	12.8	0.81	110	
138	3	85	22.5	0.75	2.7	1.5	51	14.8	1.45	87	
139	2	82	22	0.77	3.7	0.76	47	8.7	0.97	70	

Hering, Station: Innere Kieler Förde, Zeit der Probenahme: 24.04.1993

141	1	3	94	24	0.68	6.3	2.71	136	28.2	1.81	147	0.09
142	1	3	91	23.5	0.7	5.3	2.3	48	21.5	1.87	135	0.11
143	1	3	82	22.5	0.72	4.6	2.96	66	21.6	3.07	144	0.15
144	1	2	98	23	0.81	5.3	1.89	61	30.6	1.79	160	0.13
145	1	3	101	24	0.73	4.4	2.07	58	30.1	2.28	160	0.1
146	2	3	95	24	0.69	5.3	1.91	44	21	1.13	112	0.1
147	2	3	103	23.5	0.79	4.8	0.87	51	9.2	0.53	117	0.1
148	2	3	96	23.5	0.74	11	1.08	64	9.7	0.43	99	0.09
149	1	3	91	24	0.66	4.7	1.52	105	22.1	1.39	63	0.11
150	2	3	94	23	0.77	5.1	2.19	63	21.4	1.35	53	0.15
151	1	3	88	22.5	0.77	3.9	1.71	119	7.8	0.64	57	
152	2	3	96	24	0.69	4.3	1.43	74	20.1	1.59	80	0.14
153	2	3	76	22	0.71	5.5	1.62	75	7.1	0.49	45	
154	2		98	24.5	0.67	4	1.42	61	7.2	0.74	72	0.12
155	1	3	96	24.5	0.65	5.3	2.17	82	30.1	2.86	72	0.16
156	2	2	107	24	0.77	6.3	2.54	72	10.5	0.81	48	0.14
157	2	3	89	23	0.73	4.1	1.01	64	17.6	1.08	65	0.13
158	1	3	76	22	0.71	5.3	2	88	8.7	0.89	53	
159	1	3	83	23	0.68	3.6	0.87	51	17.3	1.25	56	0.12
160	2	2	88	23	0.72				18.7	1.34	62	0.1
161	1	2	74	22	0.69	5.8	1.23	112	33.9	1.54	166	
162	2	3	80	23	0.66	5.7	3.5		33.4	2.09	158	
163	2	3	97	23.5	0.75	6.3	1.95	106	21.8	1.15	66	0.14
164	2		81	22.5	0.71	4.4	1.34	27	8.2	0.53	96	
165	2	3	92	24	0.67	5.3	1.58	28	11.8	0.52	108	0.19
166	2	3	79	22.5	0.69	4.8	1.34	61	14.9	1.04	102	
167	2	2	57	22	0.54	5	2.45	95	12.2	0.73	130	0.13
168	2	3	72	22	0.68	5	1.91	29	12.9	1.5	98	
169	1	2	60	20	0.75	5.8	2.85	63	17.5	1.68	313	0.13
170	2	2	48	19.5	0.65	6.9	2.1	56	7.5	0.38	214	0.08

171	1	2	41	19	0.6	5.8	2.95	74	26.4	1.18	109	0.09
172	2	2	44	17.5	0.82	5.4	1.68	34	7.6	0.49	236	0.09
173	1	2	41	19	0.6	5.9	2.44	133	17.4	1.1	123	0.09
174	2	2	62	21.5	0.62	4.5	1.96	66	7.6	0.56	86	
175	2	2	64	21	0.69	4.7	1.39	81	8.8	0.44	83	0.22
176	2	2	54	19	0.79	5.4	2.87	110	17.3	1.26	115	0.11
177	2	3	68	21	0.73	5.1	1.45	71	12.3	0.92	99	0.13
178	1	2	41	18.5	0.65	4.2	2.11	125	15.1	1.32	277	0.09
179	1	2	46	19.5	0.62	5.2	2.36	105	19.7	1.19	136	0.09
180	1		57	21.5	0.57	5.6	1.84	93	18.8	1.08	110	
181	1	2	51	20	0.64	5.1	1.74	85	32.7	1.02	178	0.15
182	2	2	44	19	0.64	6.2	2.73	150	15.6	1.07	164	0.1
183	1	2	45	19	0.66	5.4	1.43	182	26.1	1.08	156	0.1
184	1	3	74	22	0.69	4.2	2.11	64	24.4	2.2	110	
185	1	3	69	21.5	0.69	4.4	2.09	77	24	2.14	124	
186	2	2	70	22	0.66	5.9	1.58	79	8.5	0.32	97	
187	2	3	79	23	0.65	3.9	1.49	72	12.2	1.03	93	
188	2	2	70	21	0.76	5.4	3.42	68	16.3	1.47	138	0.09

Dorsch, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 10.02.1992

Fisch						Metallkonzentration in µg/g TG						
Nr	Sex	Alter	Gew (g)	Länge (cm)	Kf	Niere			Muskel	Leber		
						Cu	Cd	Zn	Hg	Cu	Cd	Zn
1	2	4	3100	61	1.37	6.3	0.07	94	0.32	8.7	0.011	59
2	2	4	3750	69	1.14	5.5	0.04	161	0.28	24.4		56
3	1	4	2413	61	1.06	5.6	0.04	85	0.29	6.6	0.016	54
4	1	3	995	46	1.02	6.3	0.05	80	0.24	10.8	0.013	32
5	1	3	834	43	1.05	5.1	0.05	72	0.19	3	0.005	28
6	2	3	801	40	1.25	4.7	0.07	70	0.31	12.3	0.01	22
7	2	3	796	42	1.07	2.7	0.04	71	0.25	7.2	0.02	35
8	1	2	573	35	1.34	3.6	0.04	53	0.25	3.8	0.025	35
9	1	2	254	29	1.04				0.18		0.012	
10	0	2	149	24	1.08				0.14	4.3	0.015	34
11	0	2	122	23	1.00				0.17			
12	0	1	102	21	1.10				0.09	5.3	0.016	33
13	0	2	147	24	1.06				0.12	4.1	0.02	29
14	0	1	132	23	1.08				0.13			
15	0	1	136	24	0.98				0.17	3.7	0.021	51
16	0	2	127	23	1.04				0.17	7.8	0.025	39
17	0	2	99	21	1.07				0.13			
18	0	2	97	21	1.05				0.15	8.2	0.016	63

Dorsch, Station: Warnemünde, Zeit der Probenahme: 20.10.1993

30	2	2	450	37	0.93	3.9		185	0.17			
31	2	2	530	38	0.97	3.6	0.04	131	0.18			
32	2	3	1100	48	0.99	3.6	0.02	114	0.27			
33	2	3	1300	51	1.01	3.9	0.01	122	0.21			
34	2	3	1500	51	1.13	4.4	0.01	124	0.27			
35	2	3	1950	58	1.00	4.6	0.01	131	0.33			
36	1	7	6000	85	0.98	5.2	0.03	106	0.31			

Dorsch, Station: "Östlich Fehmarn", Zeit der Probenahme: 26.02.1993

37	2	6	1860	57	1.00	3.7	0.02	100	0.4				
38	2	3	1300	52	0.92	3.9	0.01	127	0.32				
39	2	3	1020	49	0.89	3.5	0.03	153	0.31				
40	2	3	790	43	0.99	3.3	0.02	216	0.23				
41	2	3	660	41	0.96	3.8	0.03		0.25				
42	1	3	600	43	0.75	4.1	0.03	153	0.35				
43	1	2	560	39	0.98	3.8	0.02	126	0.18				
44	1	2	550	39	0.93	4	0.01	171	0.24				
45	1	2	480	38	0.87	3.8	0.05	128	0.29				
46	2	2	450	38	0.82	4.1	0.04	118	0.19				
47	2	2	400	36	0.86	3.5	0.02	115	0.17				
48	1	2	450	39	0.79	3.7	0.02	115	0.16				
49	1	2	450	37	0.93	3.4	0.01	114	0.22				
50	2	2	380	35	0.89	5.3	0.02	107	0.26				
51	2	2	300	32	0.92	4.5	0.03	102	0.18				
52	2	2	310	32	0.95	3.6	0.02	83	0.16				
53	2	2	330	32	1.01	4.4	0.02	98	0.1				
54	1	2	475	38	0.87	4	0.02	93	0.23				
55	2	2	430	37	0.85	3.5	0.02	92	0.12	4.9	0.034	49	
56	1	2	430	37	0.85	4.2	0.07	98	0.18				
57	1	2	450	36	0.96	4.2	0.02	110	0.18				
58	2	2	370	35	0.86	4.5	0.03	79		7.7	0.039	66	
59	2	2	430	37	0.88	4.6	0.02	80	0.25				
60	2	2	415	35	0.97	4	0.01	92	0.2				
61	1	2	420	35	0.98	3.9	0.02	85	0.14				
62	2	2	380	34	1.01	4.1	0.02	94	0.14				
63	2	2	320	34	0.85	4.4	0.03	90	0.11				
64	2	2	260	30	0.96	3.8	0.02	88	0.15	12.1	0.05	47	
65	1	2	330	32	1.01	3.8	0.03	88	0.09	7.4	0.027	45	
66	2	2	330	33	0.96	3.8	0.03	79	0.11				
67	1	2	420	34	1.07	4.8	0.04	89	0.14	6.9	0.04	35	
68	2	2	350	33	1.02	3.8	0.02	81	0.13				
69	2	2	260	33	0.72	4.2	0.04	89	0.14	9.5	0.08	55	
70	2	2	240	30	0.89	4.6	0.03	104	0.13				
71	1	2	270	32	0.82	4.1	0.03	82	0.06				
72	2	2	325	34	0.86	4.8	0.03	85					
73	2	2	350	34	0.89	4.5	0.03	87		14.2	0.06	58	
74	1	2	340	33	0.95	4.1	0.02	87		10.4	0.03	45	
75	1	2	295	33	0.86	4.2	0.03	71					
76	2	2	300	31	1.01	4.3	0.03	72					
77	1	2	310	32	0.95	4.4	0.02	100		13.5	0.04	43	
78	1	2	415	34	1.06	4.7	0.02	151	0.12				
79	2	2	360	33	1.00	4.1	0.02	152		13.3	0.05	51	
80	1	2	180	25	1.15	4.7	0.02	116		10.6	0.015	29	
81	0	2	150	26	0.90	4	0.01	120			0.03	53	
82	0	1	140	24	1.08	4.2	0.01	209		10.9	0.027	45	
83	0	1	145	25	0.93	4.3	0.02	118					
84	0	2	155	22	1.46	3.7	0.03	110		8.5	0.08	31	
85	0	2	130	23	1.07	4.6	0.01	134					
86	0	2	120	24	0.87	3.5	0.02	167					
87	0	1	120	22	1.13	4.6	0.02	162		12.2	0.04	41	

88	0	1	110	22	1.03	4.7	0.02	132			
89	0	1	80	21	0.93	4	0.02	128	5.1	0.038	29
90	0	1	110	22	1.03	4.3	0.01	138	4.4	0.032	22
91	0	1	110	22	1.03	3.6	0.01	177	7.4	0.2	33
92	0	1	55	17	1.12	4.2	0.02		17.9	0.05	47

Dorsch, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 21.10.1992

93	1	3	2040	63	0.84	4.5	0.01	118			
94	2	3	1810	59	0.88	3.7	0.01	157			
95	2	3	1300	53	0.87	4.8	0.01	127	0.31		
96	2	3	1570	55	0.94	4.6	0.01	98			
97	1	3	950	50	0.76	4.2	0.03	125	20.1	0.112	78
98	2	3	1920	58	0.98	4.6	0.02	144			
99	2	3	940	47	0.93	4.2	0.01	103	0.43		
100	2	3	1270	54	0.81	4.2	0.04	102	9.2	0.05	60
101	2	3	1050	48	0.95	4.2	0.02	125	0.19		
102	2	2	540	39	0.91	5.1	0.02	130	0.13		
103	2	2	400	37	0.79	4	0.01	209	0.22	34.7	0.14
104	1	2	490	36	1.05	5	0.03	129	0.09		
105	1	2	470	38	0.86	4.6	0.02	114	0.19		
106	2	2	530	39	0.89	5	0.01	127	0.29	11.2	0.26
107	1	2	360	36	0.77	4.8	0.03	153	0.1	27.9	0.05
108	1	2	400	35	0.93	4.4	0.02	106			53
109	2	2	270	32	0.82	4.4	0.02	105			63
110	1	2	260	32	0.83	5.3	0.03	120	33.4	0.18	70
111	2	2	240	30	0.89	4.6	0.02	114	24.6	0.06	43

Dorsch, Station: "Westlich Fehmarn", Zeit der Probenahme: 22.10.1993

112	2	3	2100	63	0.86	5	0.02	89
113	2	3	1700	53	1.17	3.9	0.01	87
114	2	3	1470	56	0.84	4.4	0.01	88
115	2	2	650	40	1.02	4.6	0.02	91

Dorsch, Station: Dorschmulde, Zeit der Probenahme: 22.10.1992

117	2	3	1385	52	1.01	4.5	0.02	89
118	2	3	1035	50	0.83	4.9	0.03	90
119	2	3	1050	50	0.87	4.3	0.03	92
120	1	3	800	44	0.97	4.3	0.03	188
121	1	2	770	46	0.79	4.9	0.02	134
122	2	2	340	34	0.87	4.1	0.04	94

Dorsch, Station: Äußere Kieler Förde, Zeit der Probenahme: 22.10.1992

124	2	2	1030	47	0.99	3.8	0.03	87	0.22		
125	1	3	562	40	0.88	5.3	0.01	136	0.18		
126	2	3	1062	52	0.76	4.6	0.01	125	0.24		
127	1	3	976	47	0.94	4.6	0.05	123	0.1		
128	2	3	1070	51	0.81	3.2	0.02	92	0.27		
129	2	3	1010	48	0.91	3.4	0.03	109	0.19		
130	1	2	455	36	1.02	4.4	0.02	103	0.09		
131	1	2	470	38	0.89	3.1	0.03	89	0.11		
132	2	2	420	36	0.90	3.3	0.03	121	0.11		
133	2	2	430	35	1.00	2.9	0.04	142	0.13		
134	2	2	235	28	1.07	3.5	0.03	116	2.8	0.05	35
135	2		183	27	0.93	4	0.03	122	11.2	0.12	58
136	2	2	365	34	0.93	4.5	0.02	88	9.3	0.05	48

137	2	2	240	29	0.98	2.5	0.02	60	7.8	0.07	51
138	2	2	300	31	1.06	4.1	0.05	83	9.3	0.07	81
139	1	2	190	27	0.97	4.6	0.04	108	7.1	0.08	47
140	0	2	250	29	1.03	2.8	0.02	53	6	0.06	39
141	0	2	259	30	1.01	2	0.01	62	12.6	0.05	47
142	0	1	385	34	1.02	1.8	0.01	102	16.9	0.05	61
143	0	2	180	26	1.02	2.4	0.01		9	0.04	42
144	0	2	385	34	1.02				17	0.05	44
145	0	2	305	33	0.85	1	0.01	95	25.9	0.127	30.5
146	0	2	243	29	1.00	1.2	0.02	104	6.1	0.07	46
147	1	2	425	34	1.08	3.4	0.01	95	0.11		
148	0	2	320	31	1.13	3.5	0.02		9	0.04	42
149	0	2	190	26	1.08				6.3	0.04	35
150	0	2	165	26	0.94				9.7	0.062	45
151	0	2	145	25	0.93				10.6	0.07	49.9

Dorsch , Station: "Nördlich Rügen", Zeit der Probenahme: 16.02.1993

200	1	4	1550	53	1.07	3.9	0.01	103	0.14		
201	2	3	1140	48	1.03	3.3	0.01	116	0.23		
202	2	3	950	46	1.01	3.3	0.01	92			
203	2	3	1200	51	0.90	3.4	0.01	107	0.13		
204	1	3	1120	45	1.27	4.3	0.02	105			
205	1	3	1150	50	0.92	3.1	0.02	104	0.13		
206	1	3	1000	47	0.96	3.3	0.03	104			
207	2	3	800	45	0.91	2.9	0.00	103			
208	2	3	870	42	1.17	3.4	0.02				
209	2	3	930	45	1.02	3.4	0.02	104			
210	2	3	1000	46	1.03	3.3	0.02	105			
211	1	3	1120	45	1.23	3.7	0.01	143			
212	1	3	1470	51	1.11	3.5	0.01	95	0.18		
213	1	3	1220	48	1.10	3.4	0.01	100	0.22		
214	1	3	1520	51	1.15	3.7	0.01	105	0.15		
215	2	3	1050	47	1.01	2.9	0.02	96	0.24		
216	2	3	1560	50	1.25	4.3	0.02	99	0.14		
217	2	3	1490	52	1.06	3.2	0.01	98	0.14		
218	1	3	1700	52	1.21	3.7	0.01	92	0.21		
219	2	3	1280	49	1.12	3.3	0.01	108	0.17		
220	1	3	1000	46	1.03	4	0.02	107			
221	1	3	925	45	1.05	3.2	0.00	104			
222	2	4	1100	47	1.09	3.9	0.02	90			
223	1	4	970	45	1.06	4.3	0.03	109			
224	2	3	710	42	0.96	3.3	0.02	104			
225	1	3	850	43	1.07	3.3	0.01	102			
226	2	3	940	47	0.93	3.7	0.01	83			
227	1	2	800	41	1.16	3.6	0.01	91			
228	1	3	840	44	1.02	4	0.02	92			
229	2	2	630	45	0.71	3.7	0.01	92			
230	1	3	800	42	1.08	3.7	0.02	88			
231	2	3	820	44	1.00	3.3	0.02	87			
232	1	2	730	40	1.14	3.8	0.02	85			
233	1	2	535	39	0.94	3.3	0.02	96			
234	2	2	500	38	0.91	3.3	0.02	122			
235	1	2	450	35	1.05	3.4	0.01	94	0.39		
236	2	2	460	36	0.99	3.3	0.01	83	0.09		

237	1	2	485	36	1.04	3.8	0.02	87	0.16
238	1	1	430	34	1.09	3.3	0.03	100	
239	1	2	370	33	1.03	3.7	0.01	121	0.16
240	2	3	1250	49	1.10	4.1	0.01	98	0.14
241	2	3	1410	50	1.16	4.3	0.01	93	0.13
242	1	3	1390	50	1.11	3.2	0.01	78	0.12
243	1	3	1340	51	1.01	3.9	0.01	90	0.13
244	2	3	1200	48	1.09		0.01	99	0.13
245	2	3	900	45	0.99	3.3	0.01	98	
246	2	3	940	47	0.91	3.3	0.01	107	
247	2	3	820	44	0.96	4	0.01	88	
248	2	3	740	42	1.00	4.1	0.03	111	
249	1	3	840	46	0.86	3.6	0.01	85	
250	2	3	1040	46	1.07	2.9	0.01	86	
251	2	3	960	45	1.09	4	0.01	98	
252	2	2	670	41	0.97	3.9	0.02	110	
253	2	3	470	35	1.10	4.2	0.01	79	0.18
254	2	3	540	38	0.98	3.5	0.01	83	
255	2	2	470	36	1.05	3.9	0.01	85	0.08
256	2	2	470	35	1.10	3.2	0.01	81	0.24
257	1	2	430	33	1.20	3.5		55	0.28
258	2	3	440	36	0.94	3.2			0.15
259	2	2	350	33	0.97	3.2	0.01	71	
260	2	2	430	36	0.92	4.3	0.02	100	0.15
261	1	2	390	33	1.09	3.7	0.02	89	0.08
262	1	2	400	34	1.06	4.1	0.01	87	0.09
263	1	2	280	32	0.90	4.4	0.01	85	0.19
264	1	2	375	33	1.04	4.1	0.02	84	0.12
265	1	2	350	33	0.97	3.6	0.01	80	0.14
266	2	3	385	32	1.17	2.9	0.01	98	
267	1	3	370	33	1.03	4.1	0.02	90	0.23
268	1	2	330	31	1.16	4	0.01	96	0.23
269	2	2	340	33	0.99	4.1	0.03	98	0.12
270	1	2	250	29	1.03	3.9	0.02	103	0.12
271	2	2	230	30	0.90	3.9	0.01	99	0.2
272	0	2	150	26	0.85	3.6	0.01	106	0.16
273	1	2	170	27	0.86	3.2	0.01	109	0.07
274	2	2	230	30	0.90	4.1	0.03	87	0.11
275	1	2	320	31	1.07	3.7	0.01	92	0.2
276	2	2	210	28	0.96	4	0.01	85	0.17
277	0	2	155	26	0.88	3.7	0.00		0.09
278	0	2	215	29	0.88	4.2	0.01	83	0.13
279	2	2	190	28	0.87	4.4	0.01	104	0.15

Dorsch, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 18.02.1993

280	2	4	1000	44	1.17	2.4	0.03	93	0.33
281	1	4	2115	62	0.89	3.7	0.04	103	0.33
282	1	4	1805	54	1.15	3.3	0.02	101	0.26
283	1	3	845	42	1.14	3.3	0.01	88	0.25
284	2	3	1040	45	1.14	4.2	0.02	155	0.5
285	1	3	690	40	1.08	3.7	0.04	148	0.22
286	1	3	690	42	0.97	4.8	0.02	130	0.29
287	1	3	680	41	1.02	3.5	0.01	84	0.26

288	1	3	690	41	1.04	3.7	0.01	103	0.26
289	1	2	540	38	1.02	4.5	0.02	98	0.24
290	1	3	530	37	1.05	4.1	0.04	110	0.19
291	1	3	535	37	1.06	3.5	0.02	103	0.17
292	1	3	605	40	0.95	4.2	0.02	109	0.3
293	1	3	395	35	0.92	3.7	0.01	108	0.13
294	2	3	415	32	1.27	4.4	0.03	107	0.18
295	1	3	440	31	1.48	4.1	0.03	105	0.19
296	1	3	445	36	0.99	4	0.03	113	0.24
297	1	3	480	36	1.03	4	0.02	116	0.33
298	2	3	490	37	0.97	3.9	0.03	112	0.17
299	1	2	565	38	1.03	3.6	0.01	110	0.21
300	2	3	450	36	1.01	3.9	0.03	111	0.43
301	2	3	465	36	1.04	1.1	0.01	28	0.25
302	2	3	490	37	1.01	3.3	0.03	119	0.16
303	1	2	730	40	1.14	4.7	0.06	113	0.28
304	2	2	490	35	1.14	1.9	0.02	65	0.28
305	2	2	580	37	1.15	1.7	0.02	118	0.2
306	1	2	390	34	0.99	3.1	0.02	113	0.27
307	2	3	610	40	0.99	3.5	0.01	108	0.19
308	1	2	590	38	1.08	3.5	0.03	118	0.26
309	1	3	510	36	1.09	3.8	0.03	115	0.23
310	1	2	390	35	0.91	1.9	0.01	67	0.32
311	1	2	380	34	0.97	1.4	0.02	90	0.13
312	1	3	425	34	1.08	0.8	0.01	97	0.31
313	2	3	415	35	1.01	3.5	0.02	118	0.33
314	2	2	385	33	1.12	3.7	0.03	113	0.17
315	2	3	420	36	0.90	3.6	0.03	144	0.26
316	1	3	335	33	0.98	3.1	0.02	111	0.16
317	1	3	400	35	0.97	3	0.03	120	0.14
318	1	2	410	35	1.00	3.4	0.02	113	0.24
319	2	2	440	38	0.83	3.2	0.03	106	0.17
320		2	405	35	0.99	2.3	0.04	89	0.18
321		3	420	35	0.98	3.2	0.03	106	0.22
322	1	2	440	35	1.03	3.6	0.02	112	0.16
323		3	425	34	1.08	3	0.04	120	0.18
324		3	490	36	1.05	3.1	0.05	138	0.16
325	1	3	400	35	0.97	3.6	0.03	132	0.29
326	1	2	335	31	1.18	4.3	0.03	124	0.34
327	1	3	320	32	0.98	2.7	0.01	121	0.19
328	2	3	400	35	0.93	2.9	0.01	109	0.28
329	2	3	350	32	1.07	4.3	0.02	116	0.14
330	1	3	345	33	1.01	3.6	0.02	128	0.18
331	1	3	260	30	0.96	2.8	0.06	129	0.17
332	1	3	290	33	0.81	3.6	0.03	129	0.14
333	2	3	370	34	0.94	4	0.03	139	
334	1	2	280	30	1.04	3.5	0.03	132	0.19
335	1	2	250	29	1.03	3.9	0.04	114	0.16
336	2	3	350	33	0.97	2.8	0.03	157	0.17
337	2	2	255	31	0.86	4	0.03	145	0.15
338	2	3	310	33	0.86	4	0.01	128	0.18

339		3	235	30	0.87	3.8	0.05	123	0.12
340	1	3	355	32	1.08	3.4	0.01	146	0.18
341	2	3	230	29	0.99	4.4	0.03	165	0.13
342	1	2	230	28	1.05	3.6	0.02	193	0.12

Dorsch, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 28.04.1993

350	2	4	1550	56	0.88	3.6	0.01	98	
351	1	4	1500	53	1.01	3.4	0.01	107	
352	1	3	580	40	0.91	3.1	0.01	90	0.22
353	1	3	430	36	0.92	3.7	0.03	86	0.17
354	1	3	380	35	0.89	3.5	0.04	107	
355	1	3	500	39	0.84	3.6	0.01	92	0.3
356	1	3	470	38	0.86	3.3	0.02	104	0.17
357	1	3	270	32	0.82	3.6	0.01	87	
358	1	3	165	28	0.75	3.2	0.02	98	
359	0	2	100	25	0.64	3.7	0.04	111	
360	0	1	135	20	1.69	4.2	0.06	58	
361	0	1	124	25	0.79	3.7	0.11	71	
362	2	4	1525	55	0.92	3.6	0.02	120	
363	1	4	2110	61	0.95	4.3	0.01	98	
364	1	3	550	40	0.86	3.5	0.02	99	0.55
365	2	4	755	45	0.83	4	0.03	102	0.38
366	1	3	555	41	0.81	3.7	0.02	104	0.2
367	1	3	585	41	0.85	3.6	0.02	90	0.28
368	1	3	345	35	0.80	3.3	0.02	88	
369	1	3	310	32	0.95	3.4	0.02	84	
370	2	3	300	33	0.83	4.8	0.03	117	
371	2	3	310	33	0.90	3.2	0.04	89	
372	2	3	395	37	0.78	3.6	0.01	80	
373	2	2	600	40	0.97	3.6	0.02	94	0.18
374	1	3	490	38	0.89	4.1	0.02	101	0.25
375	1	3	550	39	0.96	3.7	0.04	84	0.19
376	1	3	515	39	0.87	3.3	0.03	83	0.18
377	1	3	460	38	0.87	3.6	0.02	90	0.2
378	1	3	380	34	0.97	3.9	0.04	81	
379		3	360	33	1.05	4	0.04	102	
380	1	3	350	35	0.82	3.8	0.03	84	
381	2	3	230	30	0.85	3.7	0.02	105	
382	1	3	350	34	0.93	3.8	0.02	97	
383		3	390	34	0.99	3.6	0.03	98	
384	1	3	240	32	0.73	3.3	0.03	78	
385	1	3	300	33	0.83	3.7	0.03	78	
386	1	3	180	28	0.87	4	0.04	132	
387	1	3	220	30	0.81	3.2	0.04	92	
388	1	3	265	32	0.81	3.4	0.03	94	
389	1	3	280	31	0.94	4	0.01	77	

Dorsch, Station: Schleimünde, Zeit der Probenahme: 29.04.1992

390	1	3	1700	55	1.05	3.2	0.02	96	
391	2	4	1150	49	0.98	7.1	0.01	104	
392	1	4	530	39	0.89	4.1	0.01	92	0.22
393	2	3	560	42	0.76	3.8	0.03	79	0.26
394	2	3	570	36	1.22	5.1	0.02	91	0.13
395	2	3	560	40	0.88	3.5	0.02	97	0.13
396	2	3	670	40	1.05	3.7	0.04	111	0.14
397	2	3	330	35	0.77	3.4	0.02	147	
398	1	3	400	37	0.79	3.7	0.04	151	0.12
399	1	3	510	39	0.86	4	0.02	109	0.32
400	1	3	380	36	0.81	2.7	0.04	118	
401	1	3	560	40	0.88	3.8	0.07	154	0.19
402	2	3	520	41	0.78	3	0.01	133	0.09
403	2	3	480	38	0.87	3.2	0.03	124	0.16
404	1	3	360	37	0.71	3.2	0.03	132	
405	1	3	400	37	0.79	3.5	0.04	107	0.18
406		3	430	37	0.85	3.8	0.03	102	0.1
407	1	3	320	36	0.72	3.2	0.04		
408	1	3	340	35	0.79	3.5	0.04		
409	1	3	420	38	0.77	3	0.04	117	0.41
410	2	3	350	33	1.02	3.7	0.03	118	
411	1	3	440	37	0.87	3.5	0.02	120	0.16
412	1	3	430	38	0.78	3.4	0.04	110	0.35
413	1	3	400	37	0.82	2.6	0.01	185	0.14
414	1	3	400	37	0.79	3.6	0.02	111	0.17
415		3	350	36	0.78	3.4	0.04	109	

Dorsch, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 01.07.1993

416	2	5	3930	74	0.97	3.3	0.01	90	
417	1	5	3740	76	0.85	2.6	0.02	109	
418	2	4	3270	70	0.95	4.9	0.01	100	
419	2	4	2170	65	0.81	3	0.01	100	
420	2	4	2350	66	0.82	3.5	0.01	104	
421	1	2	270	32	0.86	3.9	0.02	103	
422	2	4	1680	58	0.86				
423	1	2	300	32	0.92	3.1	0.05	111	

Dorsch, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 24.09.1993

424	2	3	850	45	0.93	3.6	0.03	100	0.18
425	1	3	700	43	0.91	5.2	0.04	120	0.2
426	2	2	460	36	0.99	4.6	0.04	127	0.13
427	1	2	385	36	0.83	3.4	0.03	106	0.27
428	1	3	950	47	0.92	3.4	0.06	103	0.35
429	2	3	750	45	0.82	3.4	0.06	98	0.13
430	1	3	550	38	1.00	3.4	0.03	99	0.13

Dorsch, Station: Dorschmulde, Zeit der Probenahme: 27.09.1993

431	1	3	1630	55	0.98	4.2	0.03	112	0.32
432	1	3	1430	52	1.02	3.4	0.03	115	0.37
433	2	3	1110	49	0.97	3.4	0.03	107	0.16
434	2	3	1280	52	0.91	3.4	0.02	94	0.26
435	1	3	1220	50	0.98	3.2	0.04	99	0.11
436	2	3	970	49	0.82	2.9	0.02	98	0.19
437	2	3	1310	52	0.96	3.7	0.04	104	0.24
438	2	3	1045	48	0.94	3	0.02	94	0.2
439	2	3	920	49	0.78	4.4	0.01	158	0.23
440	2	3	990	46	1.02	5.1	0.02	177	0.16
441	2	3	890	46	0.94	3.6	0.04	167	0.2
442	1	3	770	48	0.70	3	0.04	103	0.11
443	2	3	800	43	1.01	3.3	0.08	102	0.16

Dorsch, Station: Süderfahrt, Zeit der Probenahme: 20.10.1993

444	1	3	880	46	0.90	3	0.05	120	0.18
445	2	3	865	46	0.89	3.1	0.02	125	0.16
446	1	3	730	45	0.80	3.9	0.07	94	0.37
447	1	3	735	42	0.99	3.2	0.02	110	0.19
448	1	3	695	42	0.94	3.2	0.03	110	0.17
449	1	3	650	41	0.94	3.2	0.02	76	0.15
450	2	3	655	40	1.06	3.5	0.03	147	0.11
451	1	3	540	37	1.07	2.9	0.02	87	0.09
452	1	3	730	40	1.14	2.9	0.03	92	0.17